

POSGRADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES

**“EVALUACIÓN DE LA DEGRADABILIDAD DE PELÍCULAS PLÁSTICAS EN CONDICIONES DE
DIGESTIÓN ANAEROBIA”**

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestra en Ciencias e Ingeniería Ambientales
presenta:

Ing. Ambiental Gabriela Araceli Santiago Juárez

Asesoras :

Dra. Alethia Vázquez Morillas
Área de Tecnologías Sustentables
Departamento de Energía

Dra. Maribel Velasco Pérez
Área de Tecnologías Sustentables
Departamento de Energía

México Distrito Federal, Marzo de 2015.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por la vida, por la familia que me dio y por todos los nuevos amaneceres.

A mis padres Felipe y Celia, por ser siempre mi ejemplo de fortaleza, perseverancia, rectitud y honradez.

Porque gracias a sus esfuerzos, sacrificios y apoyo incondicional, soy moral y profesionalmente hoy día quien soy.

A mis hermanos Graciela y Felipe por todo su apoyo y su ejemplo de hermanos mayores.

A mis hermosas y queridas sobrinas Pamela y Regina, quienes con todas sus inquietudes y preguntas me muestran que nunca dejamos de aprender. Por ser la alegría y la ilusión de mi familia y a quienes espero servir de ejemplo.

A mis asesoras, las Doctoras Alethia Vázquez Morillas y Maribel Velasco Pérez, por haberme brindado siempre su apoyo, paciencia y comprensión.

A mis sinodales, la Dra. Julia Aguilar Pliego y la M. T. P. Adriana López León, por su accesibilidad y disposición en participar como revisoras y jurado.

A todos los miembros del área de automatización, pero en especial al Maestro Alejandro León Galicia y al Maestro Mauricio Cano Blanco, por todo el apoyo que me brindaron.

A la Maestra Rosa María Espinosa Valdemar, por haberme permitido realizar los experimentos necesarios para mi tesis en el laboratorio de Tecnologías Sustentables y a la Maestra Xochitl Quecholac Piña, por su apoyo en el laboratorio.

A la Maestra Margarita Beltrán Villavicencio, por todo el apoyo que me brindó de manera incondicional.

Al Maestro Juan Carlos Álvarez Zeferino, por todas las dudas e inquietudes con las que me apoyó, y por compartir siempre su conocimiento y experiencia.

A todas esas lindas personas que conocí en el laboratorio de Tecnologías Sustentables, Bety, Gladys, Yanin, Ceci, Miriam, Xochitl, Juan Carlos y Perlita, quienes siempre me brindaron su apoyo, tanto académico como moral y a quienes considero grandes amigos.

A mis nuevas compañeras de trabajo Naxieli y Natalia, por apoyarme en esta última etapa para cerrar este ciclo.

A todos ustedes... MIL GRACIAS...

Esta investigación forma parte del proyecto:

“Evaluación de la biodegradabilidad y ecotoxicidad de plásticos oxodegradables y biodegradables”

Auspiciado por el fondo mixto CONACYT-SECITI en su convocatoria 2012-2

Resumen

Las bolsas hechas de películas plásticas son ampliamente usadas por su versatilidad y bajo costo. Sin embargo, el acelerado ritmo de su consumo, su desecho y su estabilidad en el ambiente las convierte en un residuo de complicada disposición final y elevado costo de tratamiento. En la Ciudad de México, el gobierno local ha promovido el uso de bolsas hechas de plásticos compostables y oxodegradables, y actualmente evalúa alternativas para dar tratamiento a las mismas en conjunto con los residuos orgánicos. Por ello, con el fin de evaluar la factibilidad del proceso de digestión anaerobia como método de tratamiento, en este estudio se evaluó la degradabilidad de película plástica de polietileno de alta densidad (PEAD) oxodegradable oxidado y sin oxidar, PEAD y película plástica composteable Ecovio® en condiciones de digestión anaerobia, adaptando la norma ASTM D5511-12. El proceso se llevó a cabo en dispositivos con un volumen de 1000 cm³ con cierre estanco. A cada dispositivo se le agregó estiércol de vaca como inóculo anaerobio (187.5 cm³), pasto seco como sustrato primario (150 cm³), agua corriente (562.5 cm³) y 30 tiras de película plástica de 1 × 15 cm. El experimento se montó con un control (dispositivo sin plástico) y por triplicado. El proceso de digestión duró 40 días y se mantuvo a una temperatura de 52 ± 2 °C con un baño de temperatura controlada. Se evaluó la elongación a la ruptura, antes y después del proceso de digestión, como indicador de degradación de las películas plásticas. Ésta disminuyó un 91% ($\sigma=19$) para el Ecovio®, un 41% ($\sigma=51$) para el PEAD oxodegradable oxidado, un 40% ($\sigma=53.5$) para el PEAD oxodegradable y un 39% ($\sigma=61$) para el PEAD. La producción de biogás también se usó como indicador de la degradación de las películas plásticas. La mayor cantidad de biogás se produjo en los dispositivos con películas plásticas oxodegradables sin oxidar (14360 cm³), seguido de Ecovio® (11520 cm³), PEAD oxodegradable oxidado (10780 cm³), PEAD (10150 cm³) y el control (7850 cm³). Se observó que el proceso de digestión anaerobia no sufre inhibición por la presencia de plásticos en la concentración ensayada, por el contrario, produce un grado de degradación en las películas plásticas estudiadas y generación de biogás.

Contenido

Resumen	I
Índice de figuras	iv
Índice de tablas.....	vi
1 Introducción	1
2 Estado del arte	3
2.1 Los plásticos.....	3
2.2 Historia de los plásticos	4
2.3 Clasificación de plásticos	6
2.3.1 Termoplásticos	6
2.3.2 Termoestables	7
2.3.3 Elastómeros	7
2.4 Plásticos y sus aplicaciones.....	9
2.5 Generación de residuos sólidos urbanos y residuos plásticos.....	11
2.5.1 Generación y composición a nivel nacional	11
2.5.2 Generación y composición en el D. F.....	14
2.6 Efectos de los plásticos en el ambiente	16
2.6.1 Efectos al ambiente durante su fabricación	16
2.6.2 Efectos al ambiente cuando los plásticos se convierten en residuos	16
2.6.3 Prohibición del uso de bolsas de plástico	16
2.7 Plásticos biodegradables	18
2.8 Mecanismos de degradación polimérica	21
2.8.1 Hidrólisis	21
2.8.2 Foto-oxidación	22
2.8.3 Oxidación térmica.....	23
2.9 Estudios de degradación de plásticos biodegradables	24
2.10 Normas para la evaluación de la degradación de plásticos.....	26
2.11 Digestión anaerobia.....	29
2.11.1 Etapas de la degradación anaerobia.....	29

2.12	Digestión anaerobia de residuos orgánicos.....	32
2.13	Tipos de reactores anaerobios	33
2.14	Factores para el diseño y construcción de digestores anaerobios a nivel laboratorio.....	34
2.15	Operación de biodigestores anaerobios.....	36
2.15.1	Temperatura	36
2.15.2	pH	36
2.15.3	Contenido de nutrientes.....	37
2.15.4	Requerimiento de agua	37
2.15.5	Monitoreo de biogás	38
2.15.6	Drenado de biogás.....	40
2.15.7	Drenado de digestato	41
3	Justificación	44
4	Hipótesis y objetivos	45
4.1	Hipótesis	45
4.2	Objetivo general	45
4.3	Objetivos particulares.....	45
5	Procedimiento experimental	46
5.1	Ensayos preliminares de producción de biogás.....	47
5.2	Diseño y construcción de los biodigestores anaerobios.....	50
5.3	Diseño de experimentos	54
5.4	Preparación de las películas plásticas.....	55
5.4.1	Corte de probetas.....	55
5.4.2	Oxidación de muestras oxodegradables.....	56
5.5	Caracterización de las películas plásticas	57
5.5.1	Determinación del espesor de las películas plásticas.....	57
5.5.2	Pruebas de elongación	57
5.5.3	Determinación de la masa de películas plásticas	59
5.5.4	Observación al microscopio.....	59
5.6	Preparación y caracterización del sustrato y el inóculo	60
5.6.1	Materia orgánica biodegradable	61

5.6.2	Cenizas	61
5.6.3	Determinación de nitrógeno total (método Kjeldahl - NOM-021-SEMARNAT-2000)	62
5.6.4	Relación carbono/nitrógeno (NMX-AA-67-1985)	63
5.6.5	Determinación de pH (NMX-AA-025-1984)	63
5.7	Montaje de las unidades experimentales.....	64
5.8	Determinación de la producción de biogás	67
6	Resultados y discusiones	69
6.1	Producción de biogás en los ensayos preliminares	69
6.2	Porcentaje de elongación de las películas plásticas de interés antes y después del proceso de digestión anaerobia	72
6.3	Observación al microscopio de las muestras	73
6.4	Caracterización del sustrato, inóculo y digestato final	76
6.5	Biogás producido en el proceso de digestión anaerobia	78
7	Conclusiones	80
8	Bibliografía.....	82
Anexo A.....	88	
Normas ASTM tomadas de referencia.....	88	
A1- ASTM D5511-12 Método para determinar la biodegradación anaerobia de materiales plásticos en condiciones de digestión anaerobia	88	
A2- ASTM- D882 -97 Método para determinar las propiedades de tracción de las láminas de películas plásticas	90	
Anexo B	92	
Resultados de los ensayos preliminares de la producción de biogás.....	92	
Anexo C	96	
Análisis de espectroscopia de infrarrojo	96	

Índice de figuras

Figura 2-1 Estructura de las moléculas de plásticos termoplásticos. a) lineal, b) ramificada	6
Figura 2-2 Estructura de los plásticos termoestables	7
Figura 2-3 Flexibilidad característica de los elastómeros. a) sin estirar, b) bajo esfuerzo a la tensión	8
Figura 2-4 Estructura de los elastómeros, bajo grado de entrecruzamiento	8
Figura 2-5 Histórico de generación de residuos sólidos urbanos en México de 1999 a 2012.....	11
Figura 2-6 Composición de residuos sólidos urbanos en México 1995	12
Figura 2-7 Histórico de la generación de residuos plásticos de 1995 a 2012 en México	13
Figura 2-8 Histórico de la generación de residuos sólidos urbanos en el D.F. de 1999 a 2012.....	14
Figura 2-9 Microscopía electrónica de transmisión de Ecovio® F2224, fondo negro: Ecoflex® F Blend y las estructuras blancas: ácido poliláctico.....	19
Figura 2-10 Productos fabricados con plástico oxodegradable.....	21
Figura 2-11 Proceso de digestión anaerobia	31
Figura 2-12 Sistema de medición de biogás a nivel laboratorio	39
Figura 2-13 Sistema de medición de biogás a escala piloto	40
Figura 2-14 Cúpula para almacenamiento de biogás	41
Figura 2-15 Reactor de baja carga	42
Figura 2-16 Reactor de alta carga.....	43
Figura 5-1 Esquema general del procedimiento experimental	46
Figura 5-2 Nombre de los componentes del equipo de venocllisis.....	48
Figura 5-3 Sistema de digestión anaerobia y medición volumétrica de biogás	49
Figura 5-4 Recipiente utilizado para la construcción de los digestores anaerobios: a) Porta filtro, b) Tapa roscada, c) Rosca y empaque del porta filtro	50
Figura 5-5 Conectores rápidos en orificios roscados de entrada y salida	52
Figura 5-6 Digestor anaerobio armado	52
Figura 5-7 Sistema para captación de biogás	52
Figura 5-8 Corte de probetas.....	55
Figura 5-9 Tiras de película cámara de intemperismo acelerado.....	56
Figura 5-10 Medición de espesor de películas plásticas con micrómetro	57
Figura 5-11 Determinación del porcentaje de elongación de las películas plásticas de interés con máquina de ensayos Lloyd LF plus	58
Figura 5-12 Secado de poda de pasto	60
Figura 5-13 Trituración del pasto seco	60

Figura 5-14 Mezcla de estiércol y agua para cada unidad experimental	64
Figura 5-15 Pasto seco agregado a los digestores	65
Figura 5-16 Películas plásticas agregadas a los digestores	65
Figura 5-17 Purga de dispositivos con gas nitrógeno	65
Figura 5-18 Montaje completo del experimento	66
Figura 5-19 Sistema de captación de biogás acoplado al digestor anaerobio.....	67
Figura 5-20 Sistema de captación de biogás	68
Figura 6-1 Producción promedio de biogás acumulado	71
Figura 6-2 Porcentaje de elongación a la ruptura de películas plásticas estudiadas antes (izquierda) y después (derecha) del proceso de digestión anaerobia	72
Figura 6-3 Muestra de película plástica Ecovio® antes de digestión anaerobia, aumento 10X	73
Figura 6-4 Muestra de película plástica Ecovio® después de digestión anaerobia, aumento 10X.....	73
Figura 6-5 Película plástica PEAD oxodegradable oxidada antes de digestión anaerobia, aumento 40X	73
Figura 6-6 Película plástica PEAD oxodegradable oxidada después de digestión anaerobia, aumento 40x	73
Figura 6-7 Película plástica PEAD oxodegradable sin oxidar antes de digestión anaerobia, aumento 40x	74
Figura 6-8 Película plástica PEAD oxodegradable sin oxidar después de digestión anaerobia, aumento 40X.	74
Figura 6-9 Película plástica PEAD beige antes de digestión anaerobia, aumento 40X.....	74
Figura 6-10 Película plástica PEAD beige después de digestión anaerobia, aumento 40X	74
Figura 6-11 Película plástica PEAD blanco antes de digestión anaerobia, aumento 40X.....	75
Figura 6-12 Película plástica PEAD blanco después de digestión anaerobia, aumento 40X	75
Figura 6-13 Biogás acumulado en el proceso de digestión anaerobia por cada tratamiento.	79
Figura C-1 Espectro antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA), en muestras de Ecovio®	97
Figura C-2 Espectro de las muestras de PEAD oxodegradable sin oxidar, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).	98
Figura C-3 Espectro de las muestras de PEAD oxodegradable oxidado, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).	99
Figura C-4 Espectro de las muestras de PEAD beige, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).	100
Figura C-5 Espectro de las muestras de PEAD blanco, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).	101

Índice de tablas

Tabla 2-1 Composición física de Residuos sólidos urbanos del D. F.....	15
Tabla 2-2 Ejemplos de estudios de degradación de plásticos biodegradables mediante composteo	24
Tabla 2-3 Normas para evaluar la degradabilidad de plásticos.....	26
Tabla 2-4 Normas para evaluar degradabilidad de plásticos por métodos aerobios	27
Tabla 2-5 Normas para evaluar degradabilidad de plásticos por métodos anaerobios	28
Tabla 2-6 Métodos que permiten el seguimiento de la degradación de plásticos por propiedades mecánicas	28
Tabla 5-1 Resumen de los ensayos preliminares realizados	47
Tabla 5-2 Desglose del costo de cada pieza requerida para la construcción de un dispositivo de digestión anaerobia.....	51
Tabla 5-3 Piezas usadas para sistema de captación del biogás	53
Tabla 5-4 Diseño de experimentos	54
Tabla 5-5 Ejemplos de corte para las películas plásticas	56
Tabla 5-6 Parámetros de operación de la máquina universal de ensayos	59
Tabla 6-1 Volumen total de biogás generado en los ensayos preliminares	69
Tabla 6-2 Resumen de caracterización de sustrato, inóculo y digestato final	76
Tabla B-1 Ensayo No. 1 de producción de biogás.....	92
Tabla B-2 Ensayo No. 2 de producción de biogás.....	93
Tabla B-3 Ensayo No. 3 de la producción de biogás	94
Tabla B-4 Ensayo No. 4 de la producción de biogás	95

1 Introducción

El término plástico se utiliza para referirse a todos aquellos materiales que en su manufactura son fluidos y que pueden ser moldeados, extruidos, fundidos, hilados o usados como cobertura. Los plásticos son materiales que pueden ser de origen natural o sintético y están constituidos por grandes moléculas de cadenas muy largas de unidades repetidas, por lo cual pertenecen a la categoría de los polímeros (Thompson *et al.*, 2009; Sosa, 2002). La producción en masa de los plásticos comenzó con el desarrollo de técnicas reproducibles a nivel industrial. Tal es el caso del polietileno, cuya síntesis industrial fue descubierta en 1933, pero no fue sino hasta 1953 que el proceso se reprodujo bajo condiciones más accesibles para su producción y un año más tarde, en 1954 el norteamericano George Eastman inauguró una planta de producción de polietileno (Thompson *et al.*, 2009; Chao, 2004).

Los plásticos son muy versátiles gracias a sus características como: bajo costo, resistencia a la corrosión, aislamiento térmico y eléctrico, durabilidad. Sin embargo, la durabilidad y estabilidad de estos materiales, junto con el acelerado ritmo de consumo y desecho, ocasionan su acumulación en ambientes terrestres y acuáticos (Galbraith, 2012; Thompson *et al.*, 2009; Sosa, 2002). En el 2012, de un total de 42.1 millones de toneladas de residuos generados en el país, 4.6 toneladas correspondieron a plásticos (Conde, 2012; INEGI, 2012; SEMARNAT-SNIARN, 2012). Dentro de los residuos plásticos, han generado gran preocupación las bolsas de un solo uso; en el 2009, en México se usaban diariamente 20 millones de bolsas de plástico hechas de polietileno (Alcántara, 2009).

Con el fin de atender la problemática ambiental provocada por las bolsas plásticas, en noviembre del 2010 la Asamblea Legislativa del D.F. modificó artículos a su Ley de Residuos Sólidos con el fin de disminuir los impactos ambientales de los plásticos, por ejemplo, el Artículo 6 Fracción XI expone la necesidad de establecer criterios, normas de producción y consumo sustentable de los productos plásticos, que garanticen un periodo de degradación más corto que el de los plásticos convencionales (Ley de residuos sólidos del Distrito Federal, 2012). En el Artículo 6 Fracción XII se expresa el interés por promover la investigación y el desarrollo de tecnologías que permitan prevenir, controlar y abatir la contaminación por el uso de bolsas de plástico. Los Artículos 25 Fracción XI Bis y 26 Bis hablan del uso de bolsas de plástico que cumplan los criterios y normas de sustentabilidad establecidos en el artículo 6 Fracción XI (Ley de residuos sólidos del Distrito Federal, 2012).

Otra de las estrategias empleadas para disminuir el impacto ambiental de los plásticos es la producción de plásticos biodegradables. Que están diseñados para degradarse en periodos más cortos (menos de 5 años) que los plásticos convencionales. Esta situación es tema de gran

discusión ya que hoy en día la mayoría de bolsas plásticas que hay en el mercado son las llamadas biodegradables.

Sin embargo no hay estudios que fundamenten que efectivamente los plásticos biodegradables se degradan más rápido que los convencionales en las condiciones en que se disponen en México. Esta investigación evaluó la biodegradación de películas plásticas compostables, oxodegradables y convencionales en condiciones de digestión anaerobia.

2 Estado del arte

2.1 Los plásticos

En ocasiones la palabra polímero y plástico se utiliza indistintamente, sin embargo, no son equivalentes, pues todos los plásticos son polímeros, pero no todos los polímeros son plásticos (Flores, 2009; Sosa, 2002). La palabra polímero se deriva de los vocablos griegos **poly** que significa “muchos” y **meros** que significa “parte” o “segmento”(Ríos, 2010; Flores, 2009). Los polímeros son moléculas gigantes formadas por la unión repetida de una o varias moléculas (denominadas monómeros) unidas por enlaces covalentes mediante un proceso químico llamado polimerización, dando como resultado enormes moléculas de altos pesos moleculares (macromoléculas) (Beltrán y Marcillas, 2012; Flores, 2009; López, 2004).

Existen distintos tipos de polímeros y pueden clasificarse de distintas maneras, una de estas clasificaciones es de acuerdo a su origen: los naturales, los naturales modificados y los sintéticos (Ríos, 2010; Vincent *et al.*, 2006; Martínez, 1972). Los polímeros naturales también conocidos como biopolímeros, se encuentran en la naturaleza y son sintetizados por microorganismos, plantas y animales; poseen estructuras muy complejas, ejemplos de estos polímeros son: a) polisacáridos como los almidones, la celulosa, el algodón, la madera; b) de origen proteico como las enzimas, la lana, la seda, el cuero y c) ácidos nucleicos como el ADN y ARN y d) el hule o caucho natural (Beltrán y Marcillas, 2012; Flores, 2009; Vincent *et al.*, 2006; Martínez, 1972)

Los polímeros naturales modificados, mejor conocidos como polímeros semi sintéticos son obtenidos por transformación química de los polímeros naturales, sin que ésta destruya apreciablemente su naturaleza. Ejemplos de éstos son el nylon o seda artificial y la nitrocelulosa, fabricados a partir de celulosa; la galatita que se obtiene de la caseína; la goma y la ebonita fabricados a base del caucho natural (Vincent *et al.*, 2006; Martínez, 1972).

Los polímeros sintéticos son aquellos que se obtienen puramente por vía sintética a partir de sustancias de bajo peso molecular. Los polímeros sintéticos son los de mayor interés comercial e industrial, ya que los polímeros naturales son difíciles de obtener, en ocasiones difíciles de purificar y además su producción está limitada por el acceso a los recursos naturales. A este grupo de los polímeros sintéticos es a donde pertenecen los plásticos, ejemplo de ellos son el nylon, procesado a partir de diaminas y ácidos alifáticos dibásicos; el poliestireno a partir de estireno, el cloruro de polivinilo a partir del cloruro de vinilo u etileno, el polioximetileno a partir de formaldehído, el polietileno del etileno, entre muchos otros (Beltrán y Marcillas, 2012; Flores, 2009; López, 2004).

2.2 Historia de los plásticos

El uso de los polímeros naturales se remonta a civilizaciones antiguas, quienes en el afán de satisfacer sus necesidades para fabricar utensilios, herramientas y armas, los manipularon (García, 2009; López, 2004).

Materiales como el ámbar, la goma laca y la gutapercha que se extraían de los árboles, se usaron en Egipto, Mesopotamia, Grecia y China (García, 2009). La goma laca fue uno de los primeros polímeros naturales utilizados por el hombre. Es un polímero producido por las secreciones de la hembra chinche llamada *lac* en la India y el sureste de Asia (García, 2009). La secreción endurecida se diluía en alcohol y aplicada en superficies da recubrimiento brillante e impermeables, se utilizaba para dar recubrimiento a figuras de madera, utensilios e instrumentos musicales principalmente (García, 2009). Las civilizaciones mesoamericanas y sudamericanas ya utilizaban el caucho natural 1600 años A.C. y lo llamaban *cao chou*. El caucho era extraído de un árbol al que llamaban *guayule* y se usaba principalmente para impermeabilizar utensilios y fabricar las bolas para el juego de pelota (López, 2004).

A lo largo del siglo XVIII ocurrieron numerosos descubrimientos e investigaciones en el área de los plásticos. En 1839 Charles Goodyear descubrió que al mezclar el caucho natural con azufre en polvo el polímero se hacía más resistente a la ruptura, al desgaste y al calor, dicho proceso recibió el nombre de vulcanización (Andrady y Neal, 2009). En 1862 el químico inglés Alexander Parkes inventó el primer polímero semi sintético, la parkesina, hecho a base de nitrocelulosa y alcanfor (García, 2009; Sosa, 2002). Sin embargo el primer plástico de importancia comercial fue resultado de un concurso convocado en 1863 por el fabricante estadounidense de bolas de billar Phelan and Collander, quien ofreció 10 mil dólares a quien consiguiera un sustituto aceptable del marfil natural, con el que se fabricaban las bolas de billar. Los ganadores fueron los norteamericanos Isaiah y John Wesley Hyatt, quienes sintetizaron el celuloide, basándose en la parkesina que no había sido patentada (Flores, 2009; García, 2009).

En 1907 el belga Leo Hendrik Baekeland sintetizó la baquelita, el primer polímero completamente sintético, a partir de fenol y formaldehído (García, 2009; Thompson *et al.*, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008; Facultad de ingeniería industrial, 2007). El cloruro de polivinilo fue sintetizado por primera vez en 1912 por Reugnalt, quien descubrió que al sustituir en el etileno un átomo de hidrógeno por uno de cloruro se obtenía un material que reaccionaba con la luz solar formando una acumulación de material sólido blanco en la parte baja de los tubos de prueba (Flores, 2009; García, 2009). Sin embargo el material fue olvidado porque en esa época no se le encontraron aplicaciones, no fue sino hasta la década de 1930 que fue ampliamente utilizado por los alemanes en tubos para rehabilitar los sistemas de alcantarillado destruidos durante la segunda guerra mundial (García, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008).

Wallace Carother, quien trabajaba en la empresa Dupont, sintetizó en 1929 al nylon a partir de hexametildiamina (García, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008). Este material podía ser inyectado a través de agujeros y estirándolos formaban delgados hilos que podían tejerse. El uso principal del nylon fue la fabricación de paracaídas para las fuerzas armadas estadounidenses y se extendió rápidamente a la industria textil para la fabricación de medias (Facultad de ingeniería industrial, 2008).

El poliestireno fue sintetizado por primera vez en 1930 en Alemania por la empresa Farbenindustrie A. G., actualmente BASF (García, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008). En 1933 los ingleses Eric Fawcett y Reginald Gibson descubrieron accidentalmente la síntesis industrial del polietileno (Flores, 2009; García, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008). Roy S. Plunkett, trabajador de la Dupont sintetizó en 1938 el politetrafluoretileno, al que después se comercializaría como teflón (García, 2009).

Los años posteriores a 1950 se caracterizaron por investigaciones sobre nuevos métodos de síntesis de plásticos y en potencializar las propiedades de los materiales ya conocidos. Tal es el caso del unicel, cuando los laboratorios de la BASF encontraron la forma de producir espuma rígida al calentar poliestireno dentro de un horno en presencia de un agente espumante (García, 2009).

El italiano Giulio Natta sintetizó el polipropileno en 1954 (Flores, 2009; García, 2009; Facultad de ingeniería industrial, 2008). En 1965 un nuevo plástico con propiedades de sorprendente resistencia y muy ligero fue descubierto por una investigadora de la empresa Du Pont llamada Stephanie Kwolek (Miravete *et al.*, 1995). Este nuevo material era una poliamida aromática llamada poliparafenileno tereftalamida y mejor conocida como aramida, por los grupos funcionales aromático y amida que posee (Stupenengo, 2011; Miravete *et al.*, 1995). Este nuevo material resultó ser cinco veces más resistente que el acero, resistente a sustancias químicas y alta resistencia térmica (Stupenengo, 2011). Tardó mucho tiempo en encontrar una aplicación útil, ya que no era soluble a ningún disolvente y se fundía a muy altas temperaturas, por lo que se optó procesarlo por extrusión e hilado. A partir de 1971 fue comercializado por la empresa Du Pont con el nombre de Kevlar® utilizando los hilos para procesar fibras que actualmente son empleadas para reforzar neumáticos, para fabricar paracaídas, en la fabricación de colas de aviones, en chalecos antibalas, entre muchos otros usos (Stupenengo, 2011; Sosa, 2002). Una fibra de para-aramida comienza a degradarse a temperaturas de 400- 450 °C presentando encogimiento y comienza a perder peso a temperaturas alrededor de 490-500 °C (Perepelkin *et al.*, 2003). En la actualidad se usan numerosos objetos hechos de algún tipo de plástico o variedades modificadas de ellos, en diversos campos como la industria.

2.3 Clasificación de plásticos

Los plásticos se clasifican de acuerdo a su estructura y procesabilidad como: termoplásticos, termoestables y elastómeros (Beltrán y Marcillas, 2012).

2.3.1 Termoplásticos

Los termoplásticos son polímeros lineales, que puede estar ramificados o no. Sus moléculas no están entrecruzadas y se unen por fuerzas débiles (ver figura 2-1), por lo que son polímeros solubles por algunos disolventes orgánicos, se pueden fundir al aplicar calor, se solidifican al enfriarse y puede procesárseles cuantas veces como se desee, por lo tanto, son materiales reciclables.

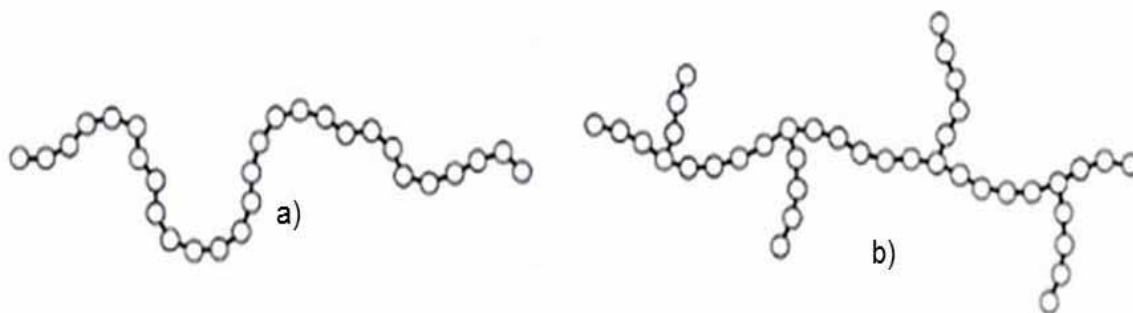


Figura 2-1 Estructura de las moléculas de plásticos termoplásticos. a) lineal, b) ramificada

(Groover, 1997)

Las variaciones en los esfuerzos mecánicos o condiciones ambientales pueden reducir la resistencia de los termoplásticos. También poseen la capacidad de absorber agua, de la que se encuentra en el ambiente o por inmersión. Los termoplásticos se pueden clasificar de acuerdo a su arreglo molecular, pues éste influye en su proceso de fusión, solidificación y es determinante para las propiedades físicas y mecánicas.

2.3.2 Termoestables

Los polímeros termoestables se caracterizan por ser blandos al calentarlos por primera vez, cuando las moléculas se entrelazan (figura 2-2), dando un plástico más rígido, insoluble para la mayoría de solventes y resistente al calor. Estos polímeros se procesan con materias primas de bajo peso molecular, de las que se obtiene un producto intermedio llamado pre-polímero, éste es muy poco o nada entrelazado, que todavía es capaz de ser fundido y fluir, con el cual se rellena un molde. La estructura final entrelazada de los polímeros termoestables se obtiene por reacción química durante el moldeo de la pieza (Beltrán y Marcillas, 2012; Facultad de ingeniería industrial, 2007; Morton, 2007).

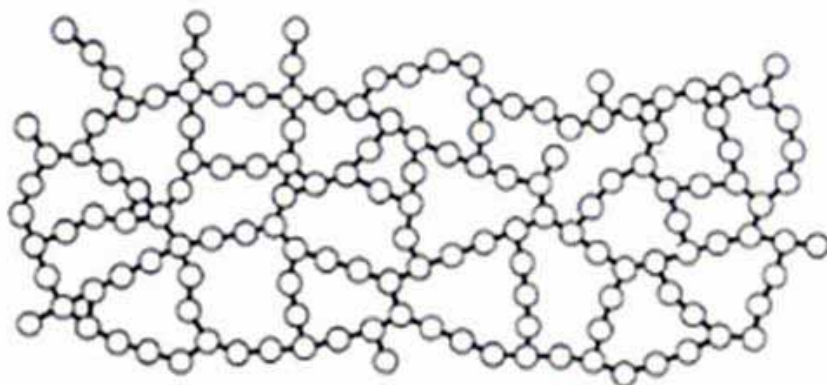


Figura 2-2 Estructura de los plásticos termoestables

(Groover, 1997)

Los plásticos termoestables son materiales con alta resistencia térmica y química, rigidez y dureza, entre otras. Algunas desventajas de estos materiales son que presentan color amarillento, los acabados son opacos y sus procesos de transformación son lentos.

2.3.3 Elastómeros

Estos plásticos reciben su nombre gracias a la gran flexibilidad que poseen, son capaces de soportar deformaciones muy grandes y recuperar su forma inicial una vez que el esfuerzo es eliminado (Beltrán y Marcillas, 2012).

Los elastómeros o cauchos son generalmente butadienos o compuestos que contienen dobles enlaces en la cadena principal, por lo que las cadenas de polímero están enrolladas sobre sí, enredadas, lo que les confiere su gran flexibilidad (figura 2-3) (Beltrán y Marcillas, 2012; Facultad de ingeniería industrial, 2007).

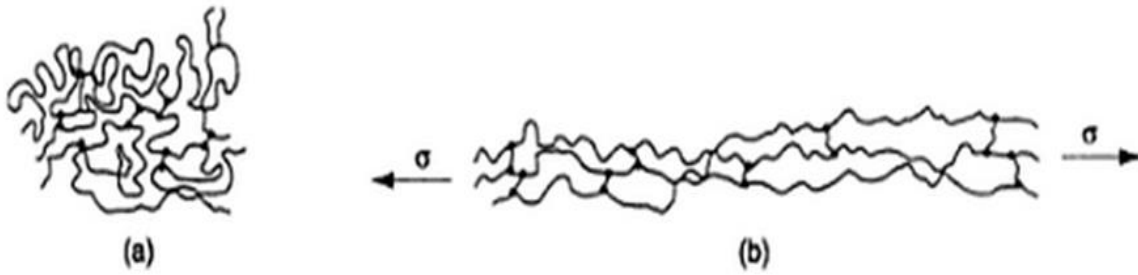


Figura 2-3 Flexibilidad característica de los elastómeros. a) sin estirar, b) bajo esfuerzo a la tensión

(Groover, 1997)

Las cadenas de los elastómeros se entrecruzan parcialmente para evitar que cada vez que estén sometidos a un esfuerzo las moléculas se deslicen unas sobre otras, lo que provocaría deformaciones irreversibles (ver figura 2-4). El entrecruzamiento al que se someten las moléculas de los elastómeros es similar al de los termoestables, pero en este caso el grado de entrecruzamiento es menor, debe ser lo suficientemente espaciado para permitir el desenrollamiento de las cadenas, que es en definitiva lo que proporciona al material la capacidad de recuperar su forma después del estiramiento.

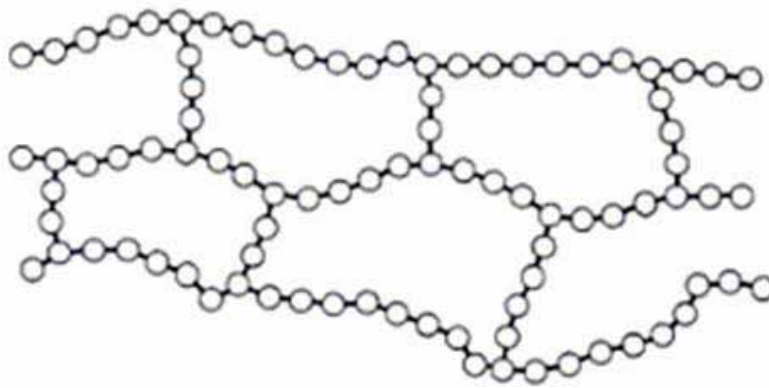


Figura 2-4 Estructura de los elastómeros, bajo grado de entrecruzamiento

(Groover, 1997)

Cuando los elastómeros son estirados, sus moléculas se acomodan en una distribución muy ordenada, similar a la cristalina y en cuanto se deja de aplicar fuerza, las moléculas retornan a su desorden natural (Facultad de ingeniería industrial, 2007).

2.4 Plásticos y sus aplicaciones

El uso de los plásticos se ha extendido ampliamente en las industrias de la construcción, automotriz, aeronáutica, electrónica, telecomunicaciones, ortopedia y muchas otras, ya que gracias a sus numerosas propiedades tienen aplicaciones casi ilimitadas (Stupenengo, 2011; Bosch y Piña, 2009; Sosa, 2002).

Los plásticos son utilizados en la industria alimentaria como envases y empaques, pero debido a su estructura química y morfológica no todos protegen de la misma manera los alimentos. El polietileno de alta densidad es una excelente barrera a la humedad, mientras que el etileno-alcohol-vinílico, cloruro de polivinilideno y nylon son excelentes barreras al O_2 y al CO_2 gaseoso. Otros como el poliacrilonitrilo, politereftalato de etilen-glicol guardan el olor y el sabor del alimento (Guerrero y González, 2002).

Para la construcción se usan plásticos como policloruro de vinilo en mangueras para el cableado eléctrico, polipropileno en láminas geotextiles para aislamiento, poliuretano en espumas y poliestireno expandido para aislamiento térmico y acústico, polimetacrilato de metilo en paneles de puertas y ventanas, entre otros muchas aplicaciones

En la industria automotriz muchas piezas de acero han sido sustituidas por piezas de plástico de menor densidad e igual resistencia. Los materiales plásticos más utilizados son el polipropileno en recipientes para el refrigerante, para el líquido de los limpiadores, para el túnel de llenado de estos últimos contenedores y para la fabricación de limpiaparabrisas. El nylon es utilizado para soporte de los espejos laterales, volante de la dirección, tapas en las ruedas, entre otros usos. El polietileno de alta densidad se usa para los tanques de una sola pieza como el de la gasolina. El policarbonato se emplea para fabricar las ventanas de seguridad. El policloruro de vinilo se utiliza como aislante en el cableado eléctrico. Una mezcla de acronitrilo-butadieno-estireno se utiliza para fabricar las defensas. Estos plásticos y muchas otros materiales compuestos son ampliamente usados en la industria automotriz (Agencia de residuos de Cataluña, 2011; Guerrero y González, 2002).

En la industria eléctrica y electrónica plásticos como el polipropileno y policloruro de vinilo son utilizados como aislante en la fabricación de cables, poliestireno y policarbonato para carcasas de electrodomésticos, politereftalato de etileno para bobinas y conectores, poliuretano como revestimiento de componentes electrónicos, polimetacrilato de metilo como fibra óptica (Agencia de residuos de Cataluña, 2011).

En aeronáutica los plásticos son utilizados para producir partes muy ligeras y resistentes, con lo que se construyen partes de aviones como las colas o las alas, también se utilizan plásticos

especiales para fabricar los chasis de autos de carreras, bicicletas y equipos deportivos (Majewski y Bledzki, 2013)

En medicina los plásticos se han utilizado para instrumentos tan sencillos como jeringas, catéteres, bolsas para sangre, suero o diálisis; hasta instrumentos de mayor complejidad como prótesis, lentes intraoculares, injertos vasculares, válvulas cardíacas, membranas permeables al oxígeno, tejidos de alta resistencia y corazones artificiales (Infante, 2004).

2.5 Generación de residuos sólidos urbanos y residuos plásticos

Se consideran residuos sólidos urbanos (RSU) todos aquellos que se generan en casas habitación, unidades habitacionales o similares, que resulten de la eliminación de los materiales que se utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, empaques o embalajes, los que provienen de cualquier otra actividad que genere residuos sólidos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de vías públicas y áreas comunes, siempre que no estén considerados por ley como residuos de manejo especial (Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos, 2013; Ley de residuos sólidos del Distrito Federal, 2012).

2.5.1 Generación y composición a nivel nacional

En México la cantidad de residuos sólidos urbanos generados desde 1995 al 2012 ha aumentado de 30.51 a 42.2 millones de toneladas anuales (figura 2-5), esto equivale a un aumento del 38.3% (INEGI, 2013).

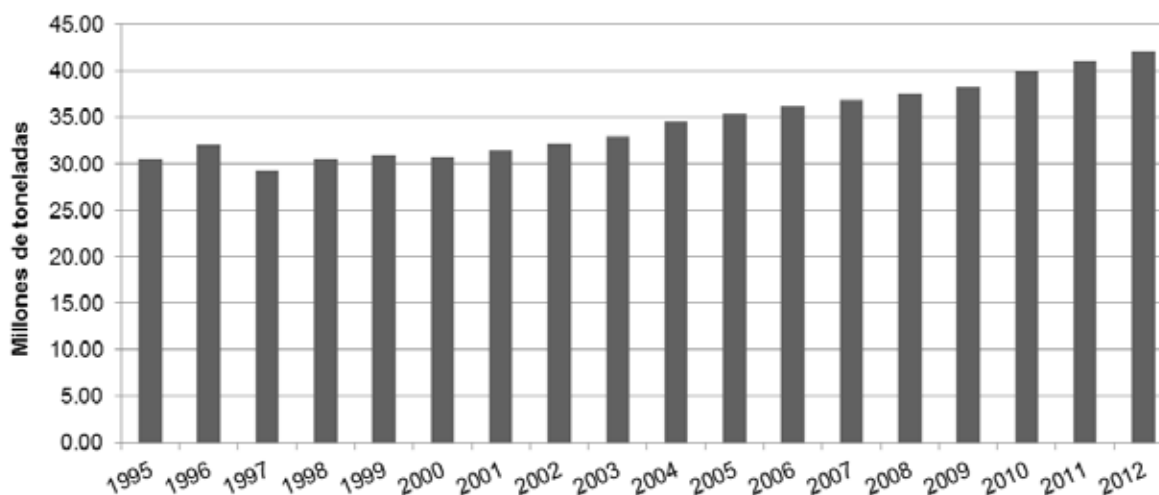


Figura 2-5 Histórico de generación de residuos sólidos urbanos en México de 1999 a 2012

Elaboración propia a partir de datos del INEGI, 2013

Este aumento está íntimamente ligado al crecimiento demográfico del país (Góngora, 2014). Sin embargo también la cantidad de residuos generados por persona ha aumentado, esto ha sido favorecido por el sistema económico mundial, que basa el desarrollo de las sociedades en el crecimiento constante del consumo de bienes y servicios (Mascott *et al.*, 2012).

Así mismo la composición de estos residuos ha cambiado a lo largo de estos diecisiete años. En 1995 los residuos con mayor presencia en los residuos sólidos urbanos eran el papel y el cartón, seguidos por el vidrio, los plásticos, los metales y los textiles. Para el 2012 el papel y el cartón

continuaban siendo el residuo con mayor presencia, seguido por los plásticos, los vidrios, los metales y por último los textiles. Un cambio notorio en el periodo de 1995 a 2012 fue que los plásticos aumentaron en un 200% su presencia en los residuos sólidos urbanos, a diferencia de los otros residuos que aumentaron en proporciones menores (figura 2-6) (INEGI, 2013).

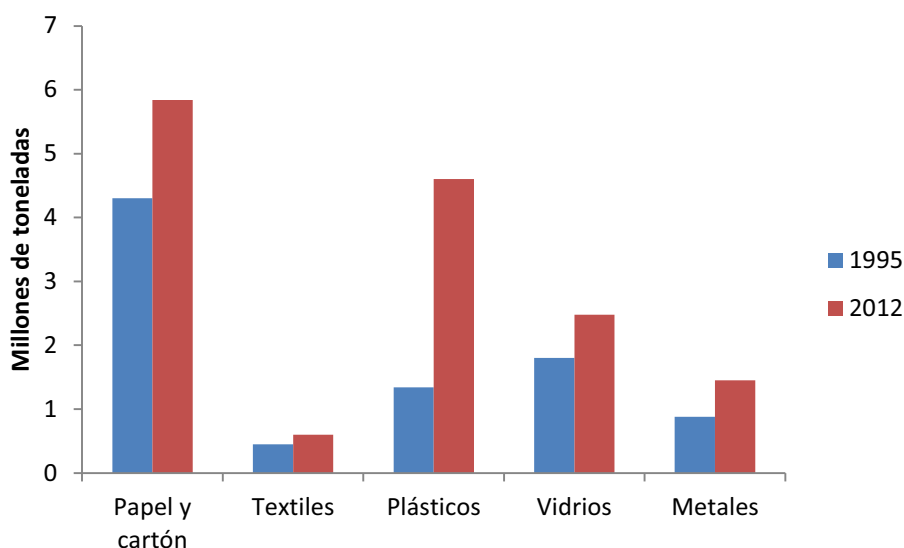


Figura 2-6 Composición de residuos sólidos urbanos en México 1995
Elaboración propia a partir de datos tomados del INEGI, 2013

El aumento de la presencia de residuos plásticos en los residuos sólidos urbanos en el periodo de 1995 a 2012 es muy marcado, tanto que incluso se notan tres escalones (ver figura 2-7), el primero de 1995 a 2002, en el que la cantidad de residuos plásticos se encuentran entre 1.3 y 1.5 millones de toneladas; el segundo escalón aparece en el 2003 y concluye en el 2007, en este periodo la cantidad de residuos plásticos oscilaba entre los 2 y 2.2 millones de toneladas; el tercer escalón que comienza en el 2008 se dispara en dos unidades a comparación del último escalón. En este último escalón es notorio que la tendencia de generación de residuos plásticos va aumentando exponencialmente cada año, a diferencia de los dos escalones anteriores en los que los valores se mantuvieron más o menos constantes.

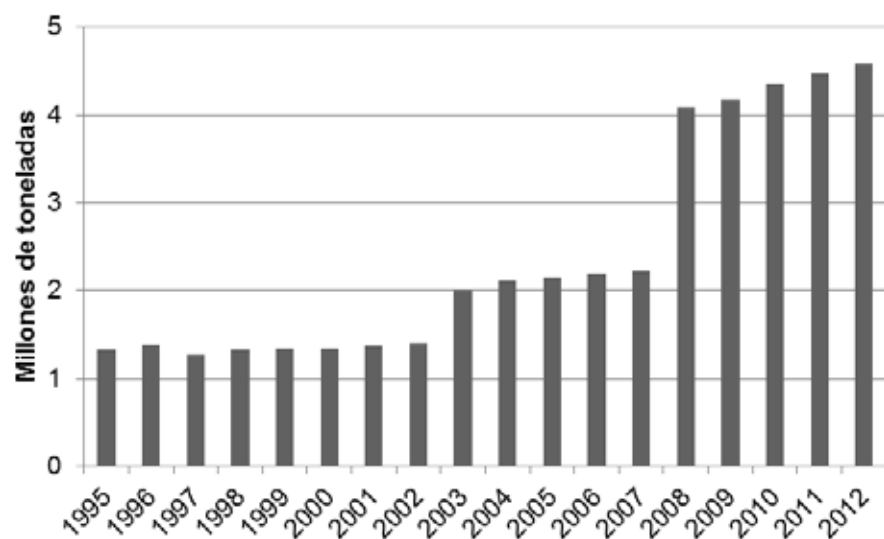


Figura 2-7 Histórico de la generación de residuos plásticos de 1995 a 2012 en México

Elaboración propia a partir de datos del NEGI, 2013

2.5.2 Generación y composición en el D. F.

En el Distrito Federal la generación de residuos sólidos urbanos se mantuvo constante en los años de 1999 al 2003. Sin embargo, a partir del 2004 la generación tomó una tendencia creciente (figura 2-8).

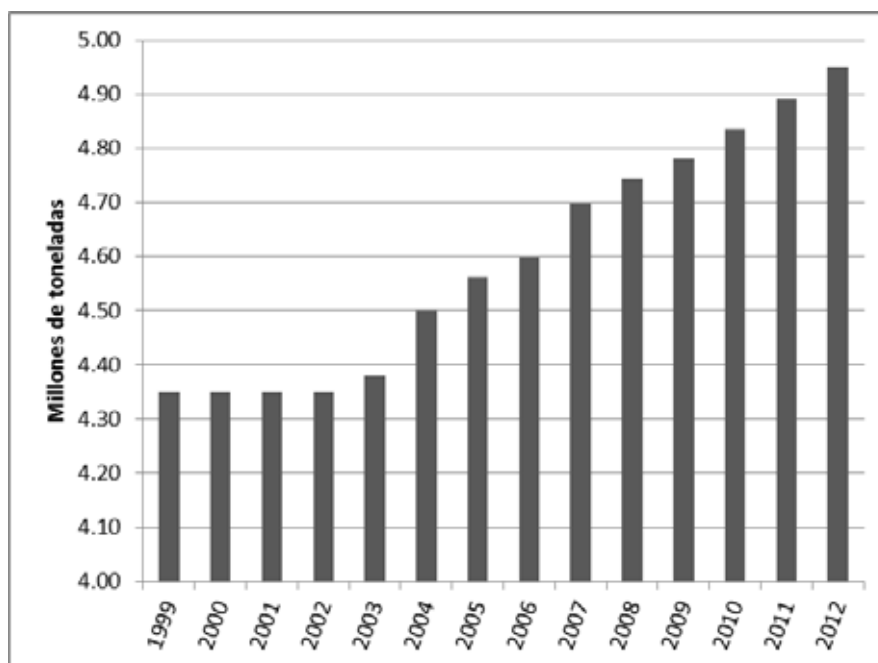


Figura 2-8 Histórico de la generación de residuos sólidos urbanos en el D.F. de 1999 a 2012
Elaboración propia a partir de datos del INEGI, 2013

En el estudio de generación y caracterización de residuos realizado en el 2009 para el D. F., reportan que los residuos generados en mayor porcentaje fueron los orgánicos, seguidos de plásticos, residuos sanitarios, papel, cartón, vidrio, material de construcción y material ferroso (tabla 2-1) (Duran *et al.*, 2013).

Los residuos orgánicos representaron 49.5% de los residuos, casi la mitad del total generado, lo que equivaldría a aproximadamente 2.4 millones de toneladas de residuos en el 2009. De los 13.16% de plásticos generados, 6.46% correspondieron a bolsas de plástico, aunque supone un porcentaje pequeño, este no significaría problema alguno de no ser por su persistencia en el ambiente (Duran *et al.*, 2013).

En la mayoría de los hogares una vez que se han generado residuos orgánicos estos son colocados en bolsas de plástico para su almacenamiento hasta el momento de su disposición en los camiones recolectores o contenedores. Por lo que en los sitios de disposición final la gran mayoría de estas bolsas se encuentran mezcladas con la fracción orgánica.

En el Distrito Federal una parte de la fracción orgánica es destinada a la planta de composteo de Bordo Poniente. El tiempo requerido para el proceso de tratamiento es largo y en tanto la población siga creciendo y generando más residuos, llegará un momento en el que la planta de composteo llegará a su límite de capacidad. Por este motivo es de suma importancia encontrar nuevas alternativas de tratamiento para estos residuos que se generan en mayor proporción. Dadas las condiciones del D.F. es necesario encontrar un tratamiento que sea compatible para tratar residuos orgánicos y bolsas de plástico, que requiera menos espacio y tiempo que el composteo.

Tabla 2-1 Composición física de Residuos sólidos urbanos del D. F. (Duran *et al.*, 2013)

Categoría	% masa (base seca)
Plásticos	13.16
Textiles	3.64
Orgánicos	49.5
Residuos sanitarios	10.77
Papel	5.89
Cartón	4.03
Material de construcción	1.88
Material ferroso	1.16
Madera	0.45
Finos	0.8
Aluminio	0.29
Vidrio	2.65
Residuos especiales	1.41
Residuos peligroso	0.18
Otros	4.19

2.6 Efectos de los plásticos en el ambiente

2.6.1 Efectos al ambiente durante su fabricación

La materia prima para la producción de la mayoría de los plásticos es el petróleo, recurso no renovable muy valioso. Anualmente se consumen aproximadamente 270 millones de toneladas de petróleo y gas en la producción de plásticos (Medina, 2005).

En el proceso de producción de plásticos a partir de petróleo se generan emisiones de gases de efecto invernadero, como metano, óxido nitroso y bióxido de carbono (Medina, 2005).

2.6.2 Efectos al ambiente cuando los plásticos se convierten en residuos

Los plásticos poseen una prolongada durabilidad, lo que genera problemas de saturación en los sitios de disposición final (Richardson, 2014; Leeuwen, 2013; Krehbiel, 2012), así como problemas de contaminación en los ecosistemas cuando estos plásticos no son dispuestos en los sitios correspondientes y a la fauna silvestre que en ellos habita (Chun *et al.*, 2010; Song *et al.*, 2009).

Una investigación realizada en 2007 reportó que los plásticos estaban presentes en los mares en una abundancia de 3 a 5 kg/m², con registros de hasta 30 kg/m² y las cantidades van en aumento cada año (Espín, 2007). Estudios más recientes revelan que la presencia de plásticos está llegando a sitios remotos en el mar y zonas costeras vírgenes en las cuales no hay presencia ni actividades humanas (Barnes *et al.*, 2010). En arena de playas y estuarios son abundantes los fragmentos de acrílico, polipropileno, polietileno, poliamida, poliéster, polimetacritato, entre otros (Espín, 2007).

Los daños a la vida silvestre no se hacen esperar, pues se calcula que cientos de miles de muertes de mamíferos marinos son provocadas por ingestión de plásticos (Espín, 2007). Un estudio sobre aves determinó que 82 de 144 especies estudiadas contenían fragmentos de plástico en sus estómagos y en algunas especies hasta el 80% de la población presentaba los fragmentos de plásticos en sus estómagos (Espín, 2007). Otras investigaciones han encontrado fragmentos de plásticos en los estómagos de especies como *Ardenna pacifica* el ave Pardela cola cuña nativa de Australia (Verlis *et al.*, 2013), *Phoca vitulina* una foca que habita en los Países Bajos (Bravo *et al.*, 2013), *Caretta caretta* la tortuga boba que habita en la zona del Mediterráneo (Campani *et al.*, 2013), entre otras especies de animales.

2.6.3 Prohibición del uso de bolsas de plástico

Las bolsas de plástico generalmente son un componente no deseado en los residuos sólidos ya que saturan los sitios de disposición final y complican la recuperación de otros materiales valorizables, ocasionando entre otras cosas, fallas en los equipos destinados a la separación de

residuos (Richardson, 2014; Leeuwen, 2013; Krehbiel, 2012; Adane y Muleta, 2011; Ruíz, 2010; Mingqing, 2008; Smith, 2004). Es por eso que el uso de bolsas de plástico se ha sido prohibido en varios países y ciudades alrededor del mundo (Larsen y Venkova, 2014; Duboise, 2013; PlanetArk, 2012).

En el 2002 Bangladesh se convirtió en el primer país en emitir oficialmente una ley que prohíbe el uso de bolsas de plástico, motivado por problemáticas como terribles inundaciones provocadas por taponamiento de sistemas de alcantarillado con bolsas de plástico (Klar *et al.*, 2014; Larsen y Venkova, 2014; Onyanga-Omara, 2013; PlanetArk, 2012).

En el 2001 en Irlanda se aprobó un impuesto de 15 centavos de euro por cada bolsa comprada como medida para limitar los hábitos de consumo de la población, logrando una reducción del 90% en su uso (Department of the environment of Ireland, 2001). Dicha regulación entró en vigor en Marzo de 2002 (PlanetArk, 2012).

El gobierno de Sudáfrica aprobó en 2002 una ley que prohibió la manufactura, el comercio y la distribución de bolsas de plástico con espesor mayor a 80 micras y además el cobro de un impuesto de 46 centavos de Rand por bolsa (Dikgang *et al.*, 2010; Economic reserch associates, 2010).

En la región India del Himalaya se aprobó en 2003 una ley en la cual se prohibió la manufactura, uso, distribución o venta de bolsas de plástico hechas de material virgen o reciclado y determinó que todo aquel que fuera encontrado usando una bolsa de polietileno sería encarcelado hasta por siete años o debía pagar una fianza de 100000 rupias, equivalente a aproximadamente 2000 dólares americanos (Klar *et al.*, 2014; Chauhan, 2003).

El primero de Junio de 2008 entró en vigor en Beijing, China una ley que prohibió a los comerciantes entregar sus productos en bolsas de plástico. Desde la implementación de esta ley el uso de bolsas de plástico se redujo en dos tercios de la cantidad antes consumida (Jinran, 2011).

En Estados Unidos el primer estado en manifestarse en contra de las bolsas de plástico fue California en 2007, esta ley prohibió a las tiendas de abarrotes y farmacias la distribución de bolsas de plástico y además implementó el cobro de 10 centavos de dólar por bolsas de papel (Mendelson, 2014; Richardson, 2014).

Sin embargo prohibir el uso de bolsas de plástico afecta al sector industrial de las resinas y bolsas plásticas, por lo que la búsqueda de otras alternativas para solucionar esta situación no se han hecho esperar. Una de estas alternativas es la producción de plásticos biodegradables.

2.7 Plásticos biodegradables

En todos los sitios de disposición final de residuos del mundo se pueden encontrar grandes cantidades de bolsas de plástico como parte de los residuos (Song *et al.*, 2009; Medina, 2005). Estas bolsas de plástico no se degradan por procesos naturales como lo hace un fruto maduro que cae en el suelo, sino que se mantienen por muchos años (Espín, 2007; Medina, 2005).

Aunque las bolsas de plástico podrían reciclarse, para ello es necesario un sistema muy complejo y organizado para determinar de qué materiales fueron fabricadas originalmente, para no afectar las propiedades del nuevo producto, por lo que resulta más costoso invertir en los procesos de reciclaje que producir bolsas de plástico nuevas (Song *et al.*, 2009).

Estas problemáticas han impulsado la investigación para el desarrollo de nuevos materiales y también de nuevos métodos de producción a partir de recursos renovables (Eili *et al.*, 2012; Song *et al.*, 2009; Espín, 2007). Entre los resultados de estas investigaciones surgieron los plásticos biodegradables, que presentan características y propiedades similares, pero con periodos de degradación más cortos (Espín, 2007).

Un plástico biodegradable se define como aquel que bajo condiciones ambientales puede ser degradado mediante el metabolismo de organismos vivos (Amass *et al.*, 1998; Chandra y Rustgi, 1998). Existen diferentes tipos de plásticos biodegradables, entre los más destacados pueden mencionarse los siguientes (Scott *et al.*, 2011; Biodegradable Products Institute, 2010; Scott, 2000):

- Plásticos biodegradables: pueden biodegradarse en una amplia variedad de entornos, tanto en condiciones anaerobias como aerobias. Es posible sintetizarlos a partir de combustibles fósiles (policaprolactonas) o de microorganismos (polihidroxicanoatos).
- Plásticos compostables: se degradan mediante un proceso hidrolítico que puede ocurrir durante el composteo de residuos sólidos orgánicos. Algunos ejemplos son, el ácido poliláctico (sintetizado a partir de fuentes renovables) y formulaciones comerciales como Ecoflex F Blend® y Ecovio® F2224, que se producen a partir de fuentes fósiles. Ecoflex® F Blend es un copoliéster alifático aromático biodegradable, fabricado por la empresa BASF a base de los monómeros de 1-4 butanodiol, ácido adípico y ácido tereftálico. Ecoflex® F Blend presenta una excelente compatibilidad con otros polímeros biodegradables tales como: el ácido poliláctico, poliésteres alifáticos biodegradables o compuestos de almidón (BASF, 2007). Ecovio® F2224 es un polímero biodegradable fabricado por la empresa BASF. Este polímero está compuesto de 45% ácido poliláctico y el resto corresponde al polímero Ecoflex® F Blend (ver figura 2-9).

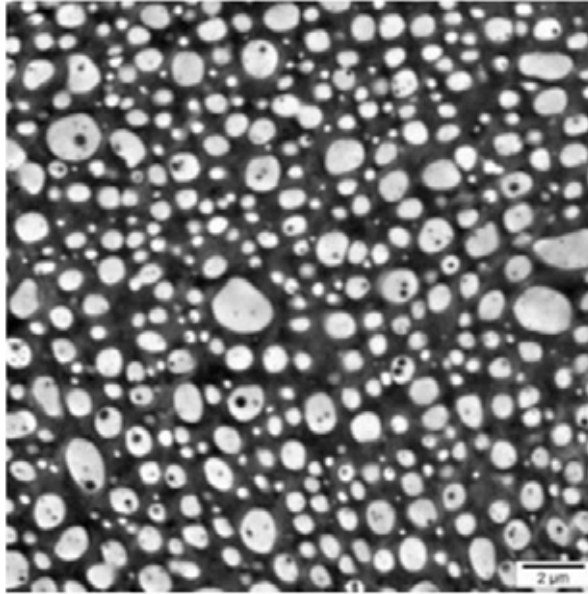


Figura 2-9 Microscopía electrónica de transmisión de Ecovio® F2224, fondo negro: Ecoflex® F Blend y las estructuras blancas: ácido poliláctico (BASF, 2007)

Algunas características de este material son (BASF, 2007):

- Es traslúcido
- Estructura semi cristalina
- Tiene puntos de fusión relacionados al ácido poliláctico y al Ecoflex: 140-155 °C (ácido poliláctico) y 110 a 120 °C (Ecoflex® F Blend)
- Alta resistencia y rigidez
- Resistencia térmica hasta 230 °C
- Buena capacidad de procesamiento de líneas convencionales de película.
- Espesores típicos de 20 a 120 micras
- Impresibles con el proceso flexográfico.

Ecovio® F2224 tiene una excelente compatibilidad con otros polímeros biodegradables como policaprolactona, polibutilen succinatos o polihidroxi alcanosatos (BASF, 2007).

- Plásticos oxodegradables: reciben este nombre porque el proceso de degradación de estos plásticos ocurre en dos etapas, la primera de ellas involucra una oxidación abiótica y la segunda un ataque biótico (Quiroz *et al.*, 2009). Los plásticos oxodegradables están fabricados con la misma materia prima, maquinaria y mano de obra que los plásticos convencionales y también tienen apariencia, durabilidad y resistencia semejantes a éstos (Biodegradable Products Institute, 2010).

La única diferencia es que en el proceso de manufactura a los plásticos oxodegradables se les agrega alrededor del 1% de un aditivo pro-oxidante (Biodegradable Products Institute, 2010). Este aditivo está compuesto de una sal orgánica con metales de transición. Los metales de transición más usados son Co, Mn, Mg, Fe o Zn para aditivos usados en la industria de empaques plásticos y Ni para la industria de películas plásticas de uso agrícola (Biodegradable Products Institute, 2010; Quiroz *et al.*, 2009).

El aditivo añadido es activado por factores abióticos como la luz y el calor para reaccionar con el oxígeno ambiental y formar radicales libres como peróxidos e hidroperóxidos (Singh y Sharma, 2008). Estos últimos reaccionan con el polímero favoreciendo la producción de macro radicales poliméricos que volverán a reaccionar con el oxígeno y así provocar la ruptura cadenas en el polímero, hasta acortarlas lo suficiente como para ser consumidos por los microorganismos presentes en ciertos ambientes (Biodegradable Products Institute, 2010; Quiroz *et al.*, 2009; Singh y Sharma, 2008).

En México algunas empresas comercializan aditivos pro-oxidantes como el d_2w , cuya formulación exacta no es de dominio público. Este aditivo puede aplicarse a polímeros vírgenes y reciclados, que es compatible con polietilenos (PEAD, PEBD y PEBDL). Y la cantidad de aditivo que se agrega a un lote para fabricación de bolsas de plástico es de alrededor del 1% (Plásticos degradables S.A. de C.V., 2014).

Los productos fabricados con este aditivo se pueden reusar y reciclar sin que haya alteraciones en los procesos (figura 2-10). Los productos que contienen el aditivo pro-oxidante tienen una vida útil de entre 12 meses y 5 años, dependiendo del uso y las condiciones de exposición a luz y calor a las que se expongan (Plásticos degradables S.A. de C.V., 2014).



Figura 2-10 Productos fabricados con plástico oxodegradable
(Plásticos degradables S.A de C.V., 2014)

2.8 Mecanismos de degradación polimérica

La biodegradación es una degradación causada por la actividad biológica, especialmente por acción enzimática, que conduce a un cambio significativo en la estructura química de un material (Calmond-Decriaud *et al.*, 1998).

La susceptibilidad de los polímeros a ser atacados por microorganismos depende de diversos factores, como la disponibilidad de enzimas, disponibilidad de un sitio en el polímero para el ataque de la enzima, la especificidad de la enzima para el polímero y la presencia de coenzimas en caso de ser necesarias (Singh y Sharma, 2008). La biodegradación puede ocurrir a diferentes niveles estructurales: molecular, macromolecular, microscópico o macroscópico (Singh y Sharma, 2008).

Esta degradación generalmente es acompañada de factores abióticos como la hidrólisis, fotodegradación y oxidación térmica (Amass *et al.*, 1998; Chandra y Rustgi, 1998).

2.8.1 Hidrólisis

Polímeros insolubles en agua que contienen grupos anhídrido o éster libres pueden ser solubilizados si los anhídrido o ésteres se hidrolizan para formar ácidos ionizados en la cadena de polímero (Baquerizo, 2013; Shah *et al.*, 2008).

El polimetacrilato y el polimetacrilato de metilo, que son ésteres derivados de poliacrílico y poliácido metacrílico, respectivamente, no son solubles en agua, pero se vuelven solubles en la hidrólisis de los ésteres colgantes y la ionización del grupo carboxílico (Shah *et al.*, 2008).

Para que se produzca la hidrólisis el polímero debe contener enlaces covalentes hidrolizables, que deben contar con cierto carácter hidrofílico para permitir el acceso del agua como lo son los grupos funcionales éster, éter, anhídrido, amida, carbamida y amida de éster (Lucas *et al.*, 2008; Shah *et al.*, 2008). La hidrólisis de la cadena principal del polímero es lo ideal, ya que produce subproductos de menor peso molecular (Shah *et al.*, 2008).

La degradación de polímeros por hidrólisis es un proceso de dos etapas: la primera es la unión de la enzima al sustrato polimérico y cataliza una ruptura en las cadenas. El segundo paso es la entrada del agua en la ruptura para realizar solubilización del material (Shah *et al.*, 2008).

2.8.2 Foto-oxidación

La foto-oxidación es el proceso de descomposición de material por la acción de luz. La mayoría de polímeros sintéticos son susceptibles a la degradación iniciada por luz UV o luz visible (Singh y Sharma, 2008).

La luz solar es considerada como una de las principales fuentes de deterioro para polímeros. La degradación del polímero por efecto de la luz ocurre principalmente en los grupos éter, donde la irradiación genera grupos éster, aldehído, formiato de propilo y grupos terminales (Singh y Sharma, 2008).

La longitud de onda más perjudicial para cada plástico depende del tipo de enlaces, por ejemplo para el polietileno es alrededor de 300 nm, para el polipropileno es alrededor de 370 nm (Singh y Sharma, 2008).

La fotodegradación genera cambios físicos y químicos en el plástico. Como por ejemplo, pérdida de propiedades mecánicas, cambios en el peso molecular y decoloración (Singh y Sharma, 2008).

El mecanismo de degradación y reacciones de oxidación está determinado por la presencia de grupos extraños e impurezas en el polímero, los cuales absorben cuantos de luz que generan estados excitados. Inicialmente estados singuleados son transformados a estados tripletes. Estos tripletes excitados son los responsables de la ruptura de las cadenas del polímero, pues forman pares de radicales o pares de extremos de cadena saturados e insaturados por transferencia de hidrógeno (Singh y Sharma, 2008).

Los radicales de polímero formados pueden incorporar oxígeno y formar radicales peróxidos, los cuales pueden sustraer hidrógeno para formar grupos hidroxiperóxidos. Estos nuevos radicales

formados absorben luz UV o se excitan por la transferencia de energía. Los enlaces débiles O-O se rompen y forman radicales alcoxilos e hidroxilos, los cuales pueden reaccionar de diversas formas acelerando la fotodegradación y haciendo cada vez más pequeñas las cadenas del polímero (Singh y Sharma, 2008).

2.8.3 Oxidación térmica

La oxidación térmica es un proceso de descomposición de material por efecto de la aplicación de calor (Singh y Sharma, 2008).

Esta difiere de la foto-oxidación principalmente en que en esta última la oxidación sólo ocurre en la superficie del material, mientras que la oxidación térmica ocurre en toda la matriz del material. La oxidación térmica no necesita ser iniciada en los extremos de una cadena, sin embargo, la presencia de imperfecciones, un peróxido o un enlace éter forman un eslabón débil donde se inicia la despolimerización (Singh y Sharma, 2008).

La oxidación térmica consiste en 2 reacciones que ocurren simultáneamente. Una es la ruptura aleatoria de enlaces, provocando reducción en el peso molecular del polímero. La otra reacción es la ruptura de enlaces C-C al final de la cadena, provocando la generación de productos volátiles (Singh y Sharma, 2008).

2.9 Estudios de degradación de plásticos biodegradables

La mayoría de los plásticos biodegradables sufren dicho proceso en condiciones aerobias, específicamente en procesos de composteo. Por ello se ha evaluado ampliamente la degradación en dichas condiciones. La tabla 2-2 presenta algunos ejemplos al respecto.

Tabla 2-2 Ejemplos de estudios de degradación de plásticos biodegradables mediante composteo

Referencia	Título del proyecto	Polímero estudiado	Variables respuesta	Resultados
(Funabashi <i>et al.</i> , 2009)	Biodegradability evaluation of polymer by ISO 14855	Poli prolactona (PCL) y ácido poliláctico (PLA)	Analizador de degradación oxidativa microbiana	El PLA tardó 15 días más en degradarse que el PCL
(Kunnioka <i>et al.</i> , 2009)	Biodegradation of Poly(butylene succinate) powder in a controlled compost at 58 °C evaluated by naturally-occurring carbon 14 amounts evolved CO ₂ base on the ISO 1485-2 method	Poli butilen succinato	Producción de CO ₂	La degradación del Poli butilen succinato a los 74 días fue del 82.27%
(Greene, 2007)	Biodegradation of compostable plastics in Green yard-waste compost environment	Materiales plásticos fabricados a base de ácido poliláctico, almidón de maíz y caña de azúcar	Desintegración-Fragmentación y pérdida de masa	Los tres plásticos se degradaron entre 80 y 90% luego de 20 días de composteo
(Kale <i>et al.</i> , 2007)	Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting conditions	Botellas de ácido poliláctico (PLA)	Peso molecular	Degradación del 84% al día 58
(Mohee y Unmar, 2007)	Determining biodegradability of plastic materials under control and natural composting environments	Plásticos Willow Ridge – con aditivo PDQ-H y Plásticos Ecosafe – con aditivo TDPA	Producción de CO ₂	El plástico Willow Ride mostró mayor degradación que el plástico Ecosafe en términos de producción de CO ₂

En los últimos años se han hecho estudios de degradación en condiciones anaerobias de diversos tipos de plásticos, incluidos los biodegradables. Los estudios se han enfocado principalmente en

películas, como los polihidroxialcanoatos (PHAs), que son sintetizados por microorganismos, así como las policaprolactonas (PCLs) y polisuccinatos (PBS), obtenidas a partir del petróleo. Por ejemplo, Cho y colaboradores investigaron sobre la biodegradabilidad de dos tipos de polímeros biodegradables policaprolactona(PCL) y polibutilen succinato (PBS) bajo condiciones aerobias y anaerobias, los resultados obtenidos en condiciones aerobias para el PCL fue una biodegradabilidad del 88% en 44 días y el PBS tuvo una biodegradabilidad del 31% en 80 días; en condiciones anaerobias el PCL tuvo 83% de biodegradabilidad en 139 días y el PBS sólo 2% de biodegradabilidad en 100 días, lo cual indica que el PCL posee alta biodegradabilidad tanto en condiciones aerobias como anaerobias, mientras que el PBS se degradó mejor en condiciones aerobias (Cho *et al.*, 2011).

Massardier-Nageotte y colaboradores publicaron los resultados de su investigación acerca de la biodegradabilidad aerobia y anaerobia de cuatro diferentes tipos de polímeros: ácido poliláctico, policaprolactona, una mezcla almidón/policaprolactona y poli(butadieno-co-tereftalato). Se estudió la biodegradabilidad de estos plásticos en estado sólido en condiciones aerobias y en estado líquido en condiciones aerobias y anaerobias. La mezcla almidón/policaprolactona obtuvo una biodegradabilidad superior a las demás muestras (45% de biodegradabilidad) en condiciones aerobias, mientras que en condiciones anaerobias sólo obtuvo una biodegradabilidad del 25%. Otro polímero que también mostró biodegradabilidad fue la policaprolactona, en estado líquido tuvo una biodegradabilidad del 35% en condiciones aerobias y en condiciones anaerobias no mostró biodegradabilidad; mientras que en estado sólido fue completamente degradado (Massardier-Nageotte *et al.*, 2006).

Dunja-Manal y colaboradores, realizaron experimentos de degradación anaerobia en dos lodos anaerobios, para diferentes tipos de poliéster, dos naturales y un sintético. Los naturales: poli(β -hidroxibutirato) (PHB) y poli(β -hidroxibutirato-co-11.6%- β -hidroxivalerato) (PHBV) y el sintético poli(ϵ -caprolactona) (PCL). Los resultados fueron que en condiciones anaerobias ambos polímeros naturales (PHB y PHBV) fueron degradados más rápidamente que el polímero sintético (PCL) (Dunja-Manal *et al.*, 2001).

A pesar de los numerosos trabajos e investigaciones que se han hecho acerca de la degradación de distintos tipos de plásticos, la revisión bibliográfica revela que son incipientes los estudios acerca de la degradación de plásticos oxodegradables y compostables en condiciones anaerobias. En este estudio se evaluó la degradabilidad de películas plásticas en condiciones de digestión anaerobia.

2.10 Normas para la evaluación de la degradación de plásticos

Dado que los plásticos biodegradables están diseñados para degradarse bajo cierto tipo de condiciones, existen normas que evalúan dicha degradabilidad. Algunos ejemplos de ellas son las que se muestran en las tablas de la 2-3 a la 2-6.

Tabla 2-3 Normas para evaluar la degradabilidad de plásticos

ASTM D5071-06	Método de exposición de plásticos fotodegradables a arco de Xenón (American Society for Testing and Materials, 2006).
ASTM D5272-08	Método de exposición al aire libre de plásticos fotodegradables (American Society for Testing and Materials, 2008).
ASTM D5510-01	Método para deteriorar mediante oxidación térmica a plásticos oxodegradables (American Society for Testing and Materials, 2001), descontinuada en 2010.
ASTM D6954-04	Guía de exposición y evaluación de plásticos que se degradan por combinación de oxidación y biodegradación (American Society for Testing and Materials, 2004)

Tabla 2-4 Normas para evaluar degradabilidad de plásticos por métodos aerobios

ASTM D5271-02	Método para determinar la biodegradación aerobia de materiales plásticos en un sistema de tratamiento de aguas de lodos activados (American Society for Testing and Materials, 2002b)
ASTM D5338-11	Método para determinar la biodegradación aerobia de plásticos bajo condiciones de composteo controlado (American Society for Testing and Materials, 2011a)
ASTM D5988-12	Método para determinar biodegradación aerobia en suelo (American Society for Testing and Materials, 2012b)
ASTM D6002-02	Guía para evaluar la compostabilidad de plásticos degradables (American Society for Testing and Materials, 2002a)
ASTM D6400-12	Especificaciones que deben cumplir los plásticos compostables (American Society for Testing and Materials, 2012a)
ASTM D6691-09	Método para evaluar la biodegradación aerobia en ambientes marinos (American Society for Testing and Materials, 2009)
ISO 14855-1:2013	Determinación de la biodegradabilidad aerobia total de materiales plásticos en condiciones controladas de compostaje-Mediante análisis de dióxido de carbono desprendido (International Organization for Standardization, 2013b)
ISO 16929:2013	Determinación del grado de desintegración de los materiales plásticos en condiciones de compostaje definidas en una prueba piloto (International Organization for Standardization, 2013a)
ISO 17556:2012	Determinación de la biodegradabilidad aerobia total de materiales plásticos en suelo mediante la medición de la demanda de oxígeno o la cantidad de dióxido de carbono desprendido (International Organization for Standardization, 2012)

Tabla 2-5 Normas para evaluar degradabilidad de plásticos por métodos anaerobios

ASTM D5511-12	Método para determinar la biodegradación anaerobia de materiales plásticos en condiciones de digestión anaerobia (American Society for Testing and Materials, 2012c)
ASTM D5526-12	Método para determinar biodegradación anaerobia de materiales plásticos bajo condiciones aceleradas de relleno sanitario (American Society for Testing and Materials, 2012d)
ISO 13975:2012	Determinación de la biodegradación anaerobia total de materiales plásticos en sistemas controlados de digestión de lodos-Método por producción de biogás (International Organization for Standardization, 2012)
ISO 14853:2005	Determinación de la biodegradación anaerobia total de materiales plásticos en sistemas acuosos-Método por medición de la producción de biogás (International Organization for Standardization, 2005)
ISO 15985:2014	Determinación de la biodegradación anaerobia total y desintegración en condiciones de digestión anaerobia con alto contenido de sólidos- Método por análisis del biogás liberado (International Organization for Standardization, 2014)

Tabla 2-6 Métodos que permiten el seguimiento de la degradación de plásticos por propiedades mecánicas

ASTM D882-12	Método para determinar las propiedades de tracción de películas plásticas (American Society for Testing and Materials, 2012e)
ASTM D3826-13	Método para determinar el punto final de degradación de polietileno degradable y polipropileno degradable usando un ensayo de tracción (American Society for Testing and Materials, 2013)

En este trabajo de investigación se tomaron como referencia las normas ASTM D5511-12 y ASTM D882-12 (Anexo A), haciendo adaptaciones a dichas normas, de acuerdo a las necesidades y alcances del presente trabajo de investigación.

2.11 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso natural de degradación, en el cual, la materia orgánica contenida en un sustrato es transformada a compuestos químicos simples. El proceso de digestión anaerobia es llevado a cabo por una comunidad de microorganismos cuyos metabolismos son sensibles o se inhiben ante la presencia de oxígeno. Los principales productos de este proceso son el biogás, una mezcla de gases formada principalmente por metano y dióxido de carbono; además del digestato, una mezcla de la biomasa producida por los microorganismos y el sustrato inicialmente introducido, pero estabilizado (Ocaña, 2011; Martí, 2006; Verma, 2002; Campos, 2001; Mussati *et al.*, 1999).

2.11.1 Etapas de la degradación anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso complejo, en el cual, ocurren numerosas reacciones bioquímicas e interactúan diversos microorganismos en forma simbiótica. Se ha identificado que este proceso ocurre en 4 etapas: 1) hidrólisis, 2) acidogénesis, 3) acetogénesis y 4) metanogénesis (Veyna, 2007; Martí, 2006). Aunque algunos autores fusionan acidogénesis con acetogénesis ya que consideran que son etapas que ocurren de manera simultánea (Ocaña, 2011) por lo que también se dice que la digestión anaerobia ocurre en 3 etapas.

En la primera etapa, hidrólisis, las bacterias que participan son del tipo hidrolíticas-acetogénicas, las cuales secretan enzimas como las lipasas, proteasas, amilasas y celulasas, que hidrolizan las moléculas complejas como proteínas a aminoácidos; carbohidratos complejos como polisacáridos, celulosa y lignina, son convertidos a azúcares simples como la glucosa o alcoholes; los lípidos a ácidos grasos o glicerol a triglicéridos (Ocaña, 2011; López y López, 2009; Veyna, 2007; Martí, 2006; Monnet, 2003; Verma, 2002).

En la segunda etapa, la acidogénesis, participan bacterias acidogénicas como *Clostridium*, *Peptococcus* y *Bacteroides*, que se encargan de fermentar los productos de la primera etapa a alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono, ácidos grasos volátiles de cadena corta como el propiónico, el fórmico, el láctico, el butírico, valérico o el succínico (López y López, 2009; Veyna, 2007; Martí, 2006; Monnet, 2003).

Algunos productos como el hidrógeno y ácido acético pueden ser metabolizados directamente por las bacterias metanogénicas. Los ácidos grasos volátiles de cadena corta y los alcoholes tienen que ser metabolizados en una tercera etapa por otras bacterias, las acetogénicas como *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*. En esta tercera etapa, la acetogénesis, se producen compuestos como el acetato, propionato y el hidrógeno (Veyna, 2007; Martí, 2006; Verma, 2002).

El hidrógeno es un compuesto muy importante en la acetogénesis, es un limitante en 2 sentidos: primero es indispensable, porque la presencia del hidrógeno contribuye a aumentar la presión en el ambiente que ocurre la digestión anaerobia, ya que las reacciones acetogénicas no son termodinámicamente viables a condiciones de temperatura y presión ambientales ($T=25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $P=1\text{ atm}$); y segundo, el hidrógeno inhibe la oxidación, por lo tanto, un exceso de hidrógeno provocaría la acumulación de los sustratos de la etapa anterior. Por este motivo las presiones parciales de hidrógeno adecuadas para el proceso de digestión anaerobia deben ser muy bajas, del orden de 10^{-4} a 10^{-5} atm (Veyna, 2007; Martí, 2006).

La presencia de un tipo especial de microorganismos acetogénicos, los *homoacetogénicos*, son muy importantes en esta etapa. Las principales que han sido aisladas son *Acetobacterium woodii* y *Clostridium acetium*. Estos microorganismos tienen la capacidad de crecer en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados, produciendo únicamente acetato y consumiendo hidrógeno como sustrato, permitiendo concentraciones de hidrógeno que no resulten inhibitorias para el proceso (Veyna, 2007; Martí, 2006).

En el proceso de acidogénesis el pH disminuye por la producción de ácidos orgánicos, esto es benéfico para las bacterias acidogénicas y acetogénicas, que prefieren ambientes ligeramente ácidos (pH 4.5 a 5.5). Sin embargo, si el pH disminuye por debajo de 6.5, la última etapa de la digestión anaerobia (la metanogénesis) se inhibe (Veyna, 2007; Martí, 2006).

En la última etapa, la metanogénesis, participan bacterias como *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanomicrobium*, *Methanogenium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus* y *Methanosarcina spp.*, que se encargan de la producción de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos unidos por un enlace covalente como el acetato, hidrógeno, dióxido de carbono, formiato, metanol y algunas metilaminas. Las bacterias metanogénicas poseen la coenzima M, que participa en el paso final para la formación de metano y prefieren ambientes neutros o levemente alcalinos (Ocaña, 2011; López y López, 2009; Veyna, 2007; Martí, 2006; Monnet, 2003; Verma, 2002). La norma ASTM D5511 especifica que el valor de pH para un inóculo anaerobio debe encontrarse entre 7.5-8.5 (American Society for Testing and Materials, 2012c). El proceso completo de digestión anaerobia se resume en la figura 2-11.

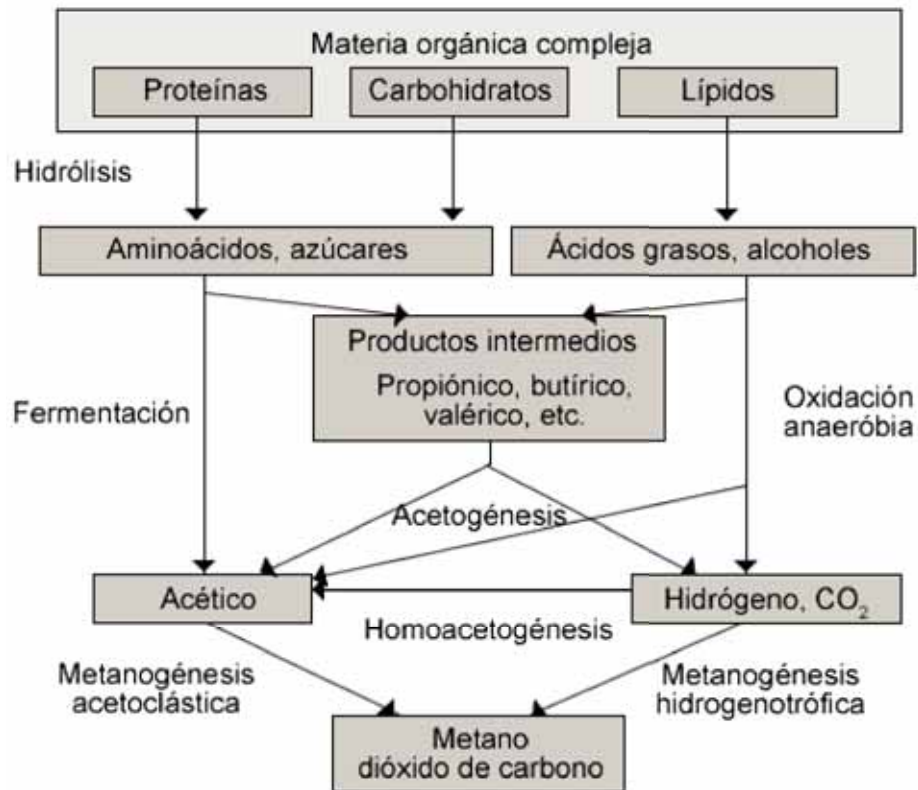


Figura 2-11 Proceso de digestión anaerobia
(Pavlostathis y Giraldo-Gomez, 1991)

2.12 Digestión anaerobia de residuos orgánicos

Los residuos sólidos generados en cualquier actividad son considerados indeseables e inútiles, sin embargo en estos residuos se encuentran diversos materiales que son susceptibles a valorización (Buenrostro *et al.*, 2000). La valorización de los residuos sólidos urbanos engloba a todas las etapas del ciclo de vida y emite cuantiosos beneficios ambientales, económicos y sociales (Ministerio de desarrollo social y medio ambiente, 2000).

Cuando se habla de valorización de residuos los materiales que despiertan mayor interés son el papel y cartón, vidrio, aluminio y PET (Ministerio de desarrollo social y medio ambiente, 2000). Sin embargo los residuos orgánicos constituyen el mayor porcentaje de residuos generados (Duran *et al.*, 2013).

En los últimos años el interés se ha centrado en el tratamiento de los residuos orgánicos, debido a la escasez de espacios para disposición final de residuos, porque resulta más costoso extraer y estabilizar los lixiviados que se producen en los rellenos sanitarios, además de los riesgos que implica la emisión de gases generados, que en ocasiones son responsables de incendios y explosiones (Ministerio de desarrollo social y medio ambiente, 2000).

Los residuos orgánicos poseen alto contenido de materia orgánica para la producción de metano y digestato estabilizado. El digestato estabilizado resultante del tratamiento de materia orgánica mediante digestión anaerobia es útil como abono y mejorador de suelos. (Hernández, 2010; Buenrostro *et al.*, 2000).

La digestión anaerobia para el tratamiento de residuos tales como excremento de gallina (Campos, 2001), excremento de ganado porcino y bovino (Alvarez *et al.*, 2009; Campos, 2001), residuos cárnicos de rastros (Alvarez *et al.*, 2009) y biosólidos del tratamiento de aguas residuales (Mosquera y Martínez, 2012), se ha llevado a cabo con éxito, obteniendo rendimientos favorables en la producción de biogás y calidad en el digestato final para su posterior aprovechamiento.

El tratamiento de los residuos orgánicos provenientes de los residuos sólidos urbanos mediante digestión anaerobia es una opción atractiva, ya que además de tratar el residuo se obtiene el biogás como recurso energético y el digestato final es aprovechable como abono.

2.13 Tipos de reactores anaerobios

Los digestores anaerobios en sus inicios fueron utilizados principalmente para el tratamiento de aguas residuales, por lo que se diseñaron principalmente de 2 tipos (Ocaña, 2011).

1. De contacto
2. De lecho fluidizado

Los reactores anaerobios de contacto consisten en un sistema de tratamiento en el cual se proporciona un medio de soporte a los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia. Mientras que en los reactores anaerobios de lecho fluidizado los microorganismos se encuentran en gránulos formando un lecho (Ocaña, 2011).

Para el tratamiento de residuos sólidos el uso de los biodigestores de contacto no es viable, ya que la presencia de materia orgánica de distintos tamaños podría taponar el soporte, por este motivo el uso de digestores anaerobios fluidizados es lo más idóneo.

De acuerdo a la forma de operación los reactores se clasifican en (Grau, 1999):

- **Discontinuos:** En este tipo de reactores la alimentación sólo se efectúa al inicio del proceso, se espera el tiempo necesario para que se complete la reacción y se vacía el contenido. Es decir, que durante el proceso o reacción que se lleva a cabo dentro del reactor no hay entradas ni salidas de materia.
- **Continuos:** El funcionamiento de estos reactores consiste en una alimentación y salida de materia constante durante la operación.
- **Semi continuos:** Es un punto intermedio entre los reactores continuos y discontinuos. Este tipo de reactores se alimentan completamente al inicio del proceso pero durante la operación se alimentan de forma intermitente.

Los reactores más comunes utilizados en digestión anaerobia son:

Reactor Anaerobio de Flujo ascendente o UASB por sus siglas en inglés (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Este reactor es tubular, de orientación vertical. La alimentación al reactor se realiza por la parte inferior y el tratamiento de la materia orgánica se realiza mientras asciende a lo largo del reactor. Generalmente son del tipo continuo o semi continuo. Este reactor está constituido por: lecho de lodos, manto de lodos y separador trifásico (Márquez y Martínez, 2011; Ocaña, 2011).

El lecho de lodos tiene un perfil de alta concentración de materia orgánica y microorganismos aglutinados en gránulos esféricos de alta densidad, se ubica en la parte inferior del reactor y corresponde a la sección donde ocurre la mayor degradación de materia orgánica (Márquez y

Martínez, 2011; Ocaña, 2011). El manto de lodos se ubica en la parte media del reactor. En esta sección la biomasa se encuentra en forma de gránulos esféricos menos densos que los del lecho de lodos, por lo que el flujo de entrada los mantiene suspendidos (Márquez y Martínez, 2011). En la parte superior del reactor se ubica un separador trifásico, dispositivo que separa el biogás generado, el lodo mezclado en el agua. El lodo es recirculado para mantener una tasa microbiana alta (Márquez y Martínez, 2011).

Reactor de tanque agitado o CSTR por sus siglas en inglés (Continuous Stirred Tank Reactor). Este reactor consiste en un tanque equipado con agitadores para mantener una buena mezcla entre la materia orgánica y microorganismos.

Estos reactores pueden funcionar de forma continua, o por lotes. Cuando estos reactores funcionan en lotes generalmente se encuentran en serie y se les conoce como multi etapa, dado que en cada reactor se lleva a cabo una etapa del proceso. Generalmente son dos reactores, en el primero se favorece la hidrólisis, acidogénesis y acetogénesis, mientras que en el segundo se favorece la metanogénesis (Monnet, 2003).

Reactor anaerobio de flujo pistón

Es un reactor tubular de orientación horizontal, se alimenta de un extremo y en el extremo contrario se extrae el material digerido. Este funcionamiento implica que no hay mezcla, cada porción de corriente de entrada que ingresa al reactor no se mezcla para nada con la corriente anterior alimentada. De esta manera la composición de cada diferencial de volumen va variando respecto a la longitud del reactor (Monnet, 2003).

2.14 Factores para el diseño y construcción de digestores anaerobios a nivel laboratorio

A nivel laboratorio la selección de un recipiente para la digestión anaerobia depende ampliamente del material del cual esté fabricado, se requiere de un material inerte, que no intervenga en las reacciones químicas o interactúe con los compuestos químicos formados. En general los materiales que se usan para la construcción de digestores anaerobios fuera del laboratorio son concreto, acero inoxidable, geomembranas o materiales plásticos como acrílico y tuberías de PVC (Laines *et al.*, 2011; Ocaña, 2011; López y López, 2009).

Es importante tomar en cuenta que el material del cual esté hecho el digestor anaerobio debe soportar temperaturas mínimas a 65°C, temperatura a la cual se favorece el proceso de digestión anaerobia para microorganismos termófilos y considerar condiciones de manejo rudo, para que no

haya riesgo de ruptura en el caso de manipulación (American Society for Testing and Materials, 2011b).

Los digestores anaerobios deben garantizar un ambiente anaerobio en su interior, por lo cual, deben tener sistemas de sellado muy eficientes en aquellos puntos donde haya entradas, salidas o conexiones para evitar fugas o acceso de oxígeno al interior del sistema (Ocaña, 2011; López y López, 2009).

De igual forma el digestor anaerobio debe contar con una válvula de seguridad o de purga, pues aunque no es un recipiente en el que deba acumularse la presión, en caso que llegue a acumularse por la producción excesiva de biogás (López y López, 2009). Debe contemplarse como una medida de seguridad, pues de lo contrario un exceso de presión podría provocar la fractura, ruptura e incluso el estallido de los digestores (Ocaña, 2011; López y López, 2009).

Los digestores anaerobios deben contar con un espacio libre para la acumulación del biogás generado, generalmente corresponde a un tercio del volumen total de digestor (Metcalf y Eddy, 2003). Este espacio recibe nombres como cúpula o campana (López y López, 2009; Yaniris y Obaya, 2005)

2.15 Operación de biodigestores anaerobios

Los factores que son de suma importancia durante la operación de los digestores anaerobios son: temperatura, pH, contenido de nutrientes, requerimiento de agua, monitoreo de producción de biogás y drenado de lodos.

2.15.1 Temperatura

Uno de los factores más importantes en la operación de digestores anaerobios es la temperatura (Veyna, 2007). En procesos de digestión anaerobia existen dos intervalos de temperatura que favorecen el óptimo desarrollo de los microorganismos anaerobios, el mesofílico y el termofílico. El mesofílico ocurre en temperaturas desde 25 °C hasta 45 °C, siendo el intervalo óptimo entre los 30 °C y 35 °C. El termofílico ocurre a temperaturas mayores de 45 °C y los 65 °C, siendo el intervalo óptimo entre los 50 °C y los 60°C (Alvarez *et al.*, 2009; Monnet, 2003; Verma, 2002).

El intervalo termofílico tiene ventaja sobre el mesofílico, ya que con el aumento de temperatura se favorece el crecimiento de los microorganismos anaerobios, además que en el rango termofílico se asegura la esterilización del sustrato digerido, pues a temperaturas termofílicas se destruyen microorganismos patógenos, larvas y semillas (Ocaña, 2011; Monnet, 2003).

La temperatura también influye en aspectos físico-químicos, como la solubilidad de gases. Al aumentar la temperatura la solubilidad de gases como NH₃, H₂, y H₂S disminuye y esto favorece a la estabilidad del sistema, dada la naturaleza tóxica de estas especies para el crecimiento de los microorganismos anaerobios (Martí, 2006)

Una vez que el sistema esté instalado y en funcionamiento es muy importante que la temperatura sea constante o que no existan variaciones bruscas de temperatura, con el fin de no afectar la estabilidad de los microorganismos (Yaniris y Obaya, 2005).

Con la finalidad de mantener una temperatura constante en muchos sistemas de digestión anaerobia se utilizan chaquetas de calentamiento, baños de temperatura o aislantes para disminuir pérdidas de calor (Ocaña, 2011; Martí, 2006; Verma, 2002; Buenrostro *et al.*, 2000).

2.15.2 pH

El pH es un factor muy importante durante el proceso de digestión anaerobia. Para que el proceso ocurra satisfactoriamente debe mantenerse en un intervalo de pH entre 6 y 8 (Martí, 2006). Encontrando el valor óptimo de pH para procesos metanogénicos entre 7.5-8.5 (American Society for Testing and Materials, 2012c).

En el proceso de digestión anaerobia participan distintos grupos de microorganismos que se desarrollan y realizan sus actividades metabólicas de manera óptima a ciertos intervalos de pH.

Los microorganismos que participan en la hidrólisis y acidogénesis se desarrollan en valores de pH entre 7.2 y 7.4. Los microorganismos acetogénicos se desarrollan en pH entre 7.0 y 7.2 y los microorganismos metanogénicos entre 6.5 y 7.5 (Martí, 2006).

La composición del sustrato puede provocar cambios en el pH, tal es el caso de sustratos con alto contenido de proteínas, cuya degradación genera ácidos grasos volátiles capaces de acidificar el medio (Campos, 2001). El pH también es un factor que modula equilibrios químicos, tal como el del amonio-amoniaco, al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco libre, el cual es un inhibidor en la fase metanogénica (Piña *et al.*, 2007; Campos, 2001)

2.15.3 Contenido de nutrientes

La relación C:N es una medida de las cantidades relativas de carbón orgánico y de nitrógeno presentes en el sustrato base. Esta relación depende del tipo de residuos que se ingresen al sistema. Los residuos vegetales aportan mayor cantidad de carbono, mientras que los residuos cárnicos contribuyen con el nitrógeno (Veyna, 2007).

Es muy importante para cualquier proceso en el que se involucran microorganismos satisfacer la necesidad de nutrientes. Una ventaja de los sistemas anaerobios frente a los sistemas aerobios es su baja necesidad de nutrientes, debido a los bajos índices de generación de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios (Martí, 2006).

Los principales nutrientes requeridos por los microorganismos son el carbono y el nitrógeno, el primero es utilizado como fuente de energía y el segundo para la síntesis de proteínas (Piña *et al.*, 2007). El nitrógeno representa alrededor del 12% en el peso de la célula, éste debe ser ingresado al sistema en forma reducida como NH_3 o como nitrógeno orgánico, ya que especies como nitrato o nitrito son altamente susceptibles de pérdida por desnitrificación (Veyna, 2007; Piña *et al.*, 2007). La relación óptima de C:N se encuentra entre 20 y 30 (Piña *et al.*, 2007; Veyna, 2007).

2.15.4 Requerimiento de agua

Los digestores anaerobios pueden ser de 3 tipos dependiendo de la cantidad de sólidos totales contenidos en el sistema (Monnet, 2003; Verma, 2002):

- Baja cantidad de sólidos: Estos sistemas contienen menos del 10% de sólidos totales en el sistema.
- Media cantidad de sólidos: Contienen entre 15% y 20% de sólidos totales en el sistema.
- Alto contenido de sólidos: Estos sistemas contienen entre 22% y 40% de sólidos.

El resto del contenido en los sistemas anaerobios es agua, por lo cual, en cualquiera de los casos anteriores, la materia orgánica con alto contenido de humedad es la más adecuada (Piña *et al.*, 2007).

En aquellos casos que la materia sometida a digestión anaerobia no cuente con alto porcentaje de humedad, es necesario agregar agua al sistema. Ya que la primera etapa de la metanogénesis es la hidrólisis y esta puede ser un paso limitante en caso de no contar con la cantidad necesaria de agua (Martí, 2006)

2.15.5 Monitoreo de biogás

El monitoreo de la producción de biogás durante el proceso de digestión anaerobia es muy importante, ya que la acumulación excesiva de éste en el digestor anaerobio podría provocar incidentes de explosión, o fracturas en el sistema que posteriormente se traducirían en fugas.

El sistema más común implementado para la medición de producción de biogás es el método volumétrico (Amaya *et al.*, 2013; Ocaña, 2011; Pérez y Lozada, 2010). Consiste en cuantificar la cantidad de biogás producido mediante el desplazamiento de un líquido (Pérez y Lozada, 2010).

A nivel laboratorio el dispositivo donde ocurre la digestión anaerobia es conectado mediante una manguera y una aguja hipodérmica a un recipiente lleno de un líquido con densidad similar a la del agua, generalmente una solución de NaOH o KOH por su capacidad para reaccionar con el CO₂ contenido en el biogás. Al recipiente que contiene la solución se le conecta otra manguera dirigida hacia un instrumento de medición de volumen, tal como una probeta. Cuando ha habido producción de biogás, este último desplaza la solución de NaOH o KOH hacia la probeta, haciendo de este modo cuantificable el volumen de biogás producido (figura 2-12) (Amaya *et al.*, 2013).



Figura 2-12 Sistema de medición de biogás a nivel laboratorio

Imagen editada de Amaya *et al.*, 2013

A escala piloto se reporta el uso de uno o más recipientes con agua anexos al digestor anaerobio. Un ejemplo es el sistema que se muestra en la figura 2-13. En dicho sistema se encuentra un recipiente conectado (identificado con el número 2 en la figura 2-13) por la parte superior directamente al digestor anaerobio (identificado con el número 1 en la figura 2-13). El recipiente 2 debe estar perfectamente cerrado y contar con un tubo en la parte inferior (identificado con el número 3 en la figura 2-13), este tubo debe estar abierto para tener contacto con la presión atmosférica. El recipiente 2 debe estar a su vez conectado a otro recipiente (identificado con el número 4 en la figura 2-13), también debe contar con un tubo conectado a la parte inferior que debe estar en contacto con la atmósfera (identificado con el número 5 en la figura 2-13). Se introduce una cantidad de agua en los recipientes (1 y 2) y se coloca una marca en el tubo hasta donde haya llegado el nivel de agua. Cuando comienza a producirse biogás, éste empuja el agua contenida en el recipiente 1 hacia el 2, y la altura del agua en los tubos cambiará de la misma manera en la que cambie la altura del recipiente al que corresponden. Haciendo marcas en la nueva altura del agua en los tubos se puede conocer la cantidad de biogás producido, calculándolo con las dimensiones del recipiente y la diferencia de altura entre los tubos de cada recipiente (Ocaña, 2011).

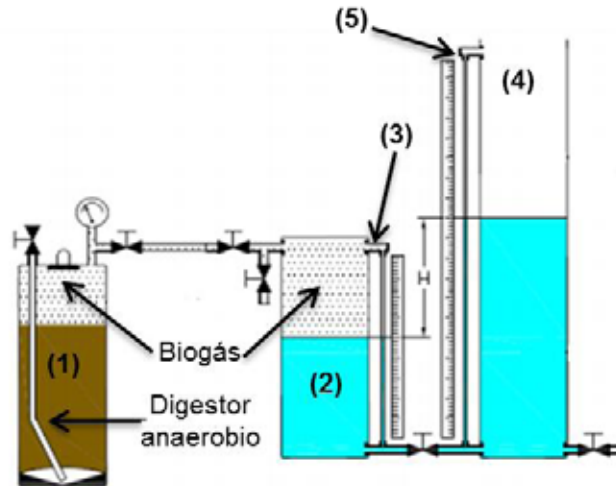


Figura 2-13 Sistema de medición de biogás a escala piloto Editada de Ocaña, 2011

2.15.6 Drenado de biogás

Para el almacenamiento de biogás producido durante el proceso de digestión anaerobia los biodigestores cuentan con un espacio libre destinado a su captación. Generalmente tienen la forma de una semiesfera y son comúnmente conocidas como cúpulas, campanas o domos (ver figura 2-14) (López y López, 2009; Yaniris y Obaya, 2005; Metcalf y Eddy, 2003).

Estos domos se sitúan en la parte superior de los biodigestores, ya que el biogás producido en un proceso de digestión anaerobia siempre migra hacia la parte superior del biodigestor. Es en esta zona de captación de biogás donde se encuentran conectadas tuberías con sus correspondientes válvulas de paso para regular y conducir el biogás hasta el sitio donde se utilizará (Cubero, 2011; López y López, 2009).

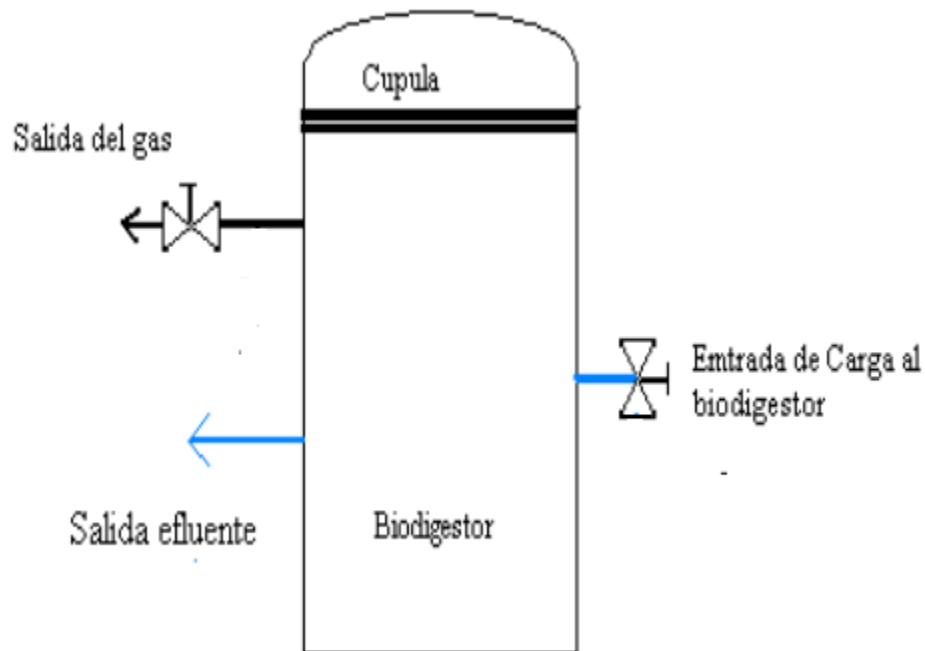


Figura 2-14 Cúpula para almacenamiento de biogás (Cubero, 2011)

2.15.7 Drenado de digestato

Para el drenado del digestato los digestores anaerobios cuentan con una tubería de descarga. La mayoría en la parte inferior o en la parte media del reactor, a excepción de los reactores UASB, los cuales tienen la tubería de salida en la parte superior.

Los reactores de baja carga, es decir, aquellos que operan a concentraciones menores de 5 kg DQO/m³/día no requieren de calentamiento ni de mezclado y los tiempos de retención que se manejan son de entre 30 y 60 días. La salida del digestato se ubica en la parte inferior. El digestato se desplaza por efecto de la entrada de la nueva materia orgánica (ver figura 2-15) (Cubero, 2011).

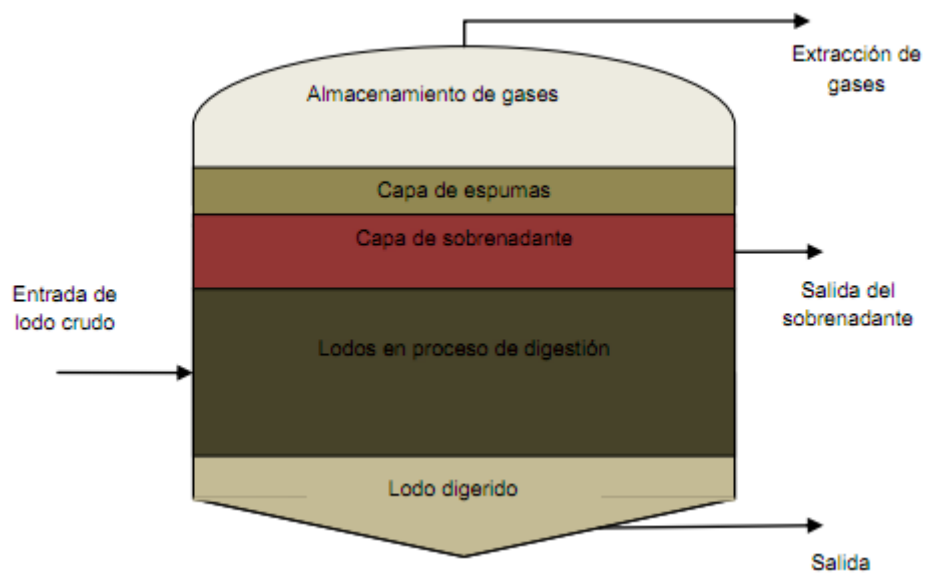


Figura 2-15 Reactor de baja carga (Cubero, 2011)

En los procesos de alta carga, es decir, los que operan a concentraciones de materia orgánica mayores a $5 \text{ kg DQO/m}^3/\text{día}$, se aplica calor al proceso de digestión anaerobia, se mezcla el contenido del reactor y los tiempos de retención varían entre los 30 y 15 días. La salida del digestato final puede hacerse al mismo nivel de la entrada (ver figura 2-16) (Cubero, 2011).

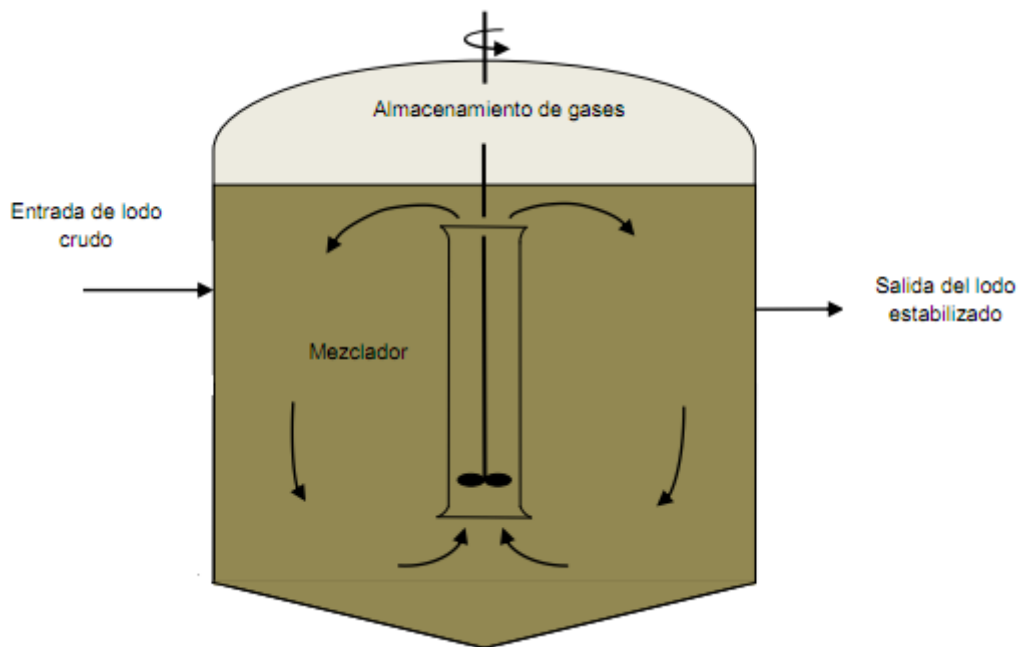


Figura 2-16 Reactor de alta carga (Cubero, 2011)

En el caso de los reactores UASB la entrada de la materia orgánica es por la parte inferior del biorreactor y la salida del digestato se realiza por la parte superior.

3 Justificación

Las grandes cantidades de películas plásticas que se desechan diariamente y su acumulación en el ambiente hacen complicada su disposición final y elevan los costos de tratamiento de los residuos sólidos. Para atender la problemática de los residuos plásticos, el gobierno del D.F. ha definido un conjunto de criterios para la producción y consumo sustentable de los plásticos, entre los cuales, recomienda el uso de bolsas de plástico biodegradable, que cumplan su ciclo de vida en menos de 5 años.

Debido a dichas regulaciones en la Ciudad de México han salido al mercado los llamados plásticos biodegradables y oxodegradables, que proclaman degradarse bajo procesos naturales en tiempos cortos. Estos materiales están diseñados para degradarse en condiciones aerobias, por lo que idealmente deberían procesarse con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en la planta de composta de Bordo Poniente. Sin embargo, de acuerdo con la Ley de Residuos, los plásticos deben separarse con la fracción inorgánica, por lo que en la mayoría de los casos, una gran porción de las películas plásticas tienen como destino de disposición final los rellenos sanitarios.

Debido a las limitaciones de capacidad y al tiempo que toma el proceso de composteo, el gobierno local evalúa la posibilidad de implementar otras alternativas para el tratamiento de los residuos orgánicos, tales como la digestión anaerobia. Ante esta situación, este proyecto estudió el comportamiento de las películas plásticas biodegradables y oxodegradables en condiciones de digestión anaerobia en combinación con residuos orgánicos, para determinar la factibilidad de tratar estos residuos plásticos en dichas condiciones.

4 Hipótesis y objetivos

4.1 Hipótesis

La película plástica que presentará mayor degradación por efecto del proceso de digestión anaerobia será Ecovio®, seguida de, polietileno de alta densidad con aditivo oxo pro-degradante previamente oxidado, > polietileno de alta densidad con aditivo oxo pro-degradante sin oxidar, > y testigos de polietileno de alta densidad convencionales.

4.2 Objetivo general

Evaluar la degradabilidad de un plástico oxodegradable, un oxodegradable oxidado y uno compostable (ECOVIO®) en condiciones de digestión anaerobia.

4.3 Objetivos particulares

1. Adaptar y construir 18 digestores anaerobios tomando como referencia los requerimientos establecidos por la norma ASTM D5511-11, que establece el método de evaluación estándar para determinar la biodegradabilidad anaerobia de plásticos en digestores.
2. Exponer a un proceso de digestión anaerobia películas plásticas (oxodegradable, oxodegradable oxidado y compostable) en 18 unidades experimentales, con residuos de poda como sustrato y estiércol de vaca como inóculo anaerobio, durante 40 días a temperatura constante de 52 ± 2 °C.
3. Determinar por método volumétrico la cantidad de biogás generado en el proceso de digestión anaerobia.
4. Evaluar el efecto del proceso de digestión anaerobia en las propiedades mecánicas de las películas plásticas mediante su elongación a la ruptura.

5 Procedimiento experimental

La figura 5-1 muestra un esquema general del procedimiento experimental que se llevó a cabo para el desarrollo de la presente tesis de maestría. Estas actividades se llevaron a cabo en las instalaciones de la UAM- Azcapotzalco, en el laboratorio de Tecnologías Sustentables ubicado en el edificio W.

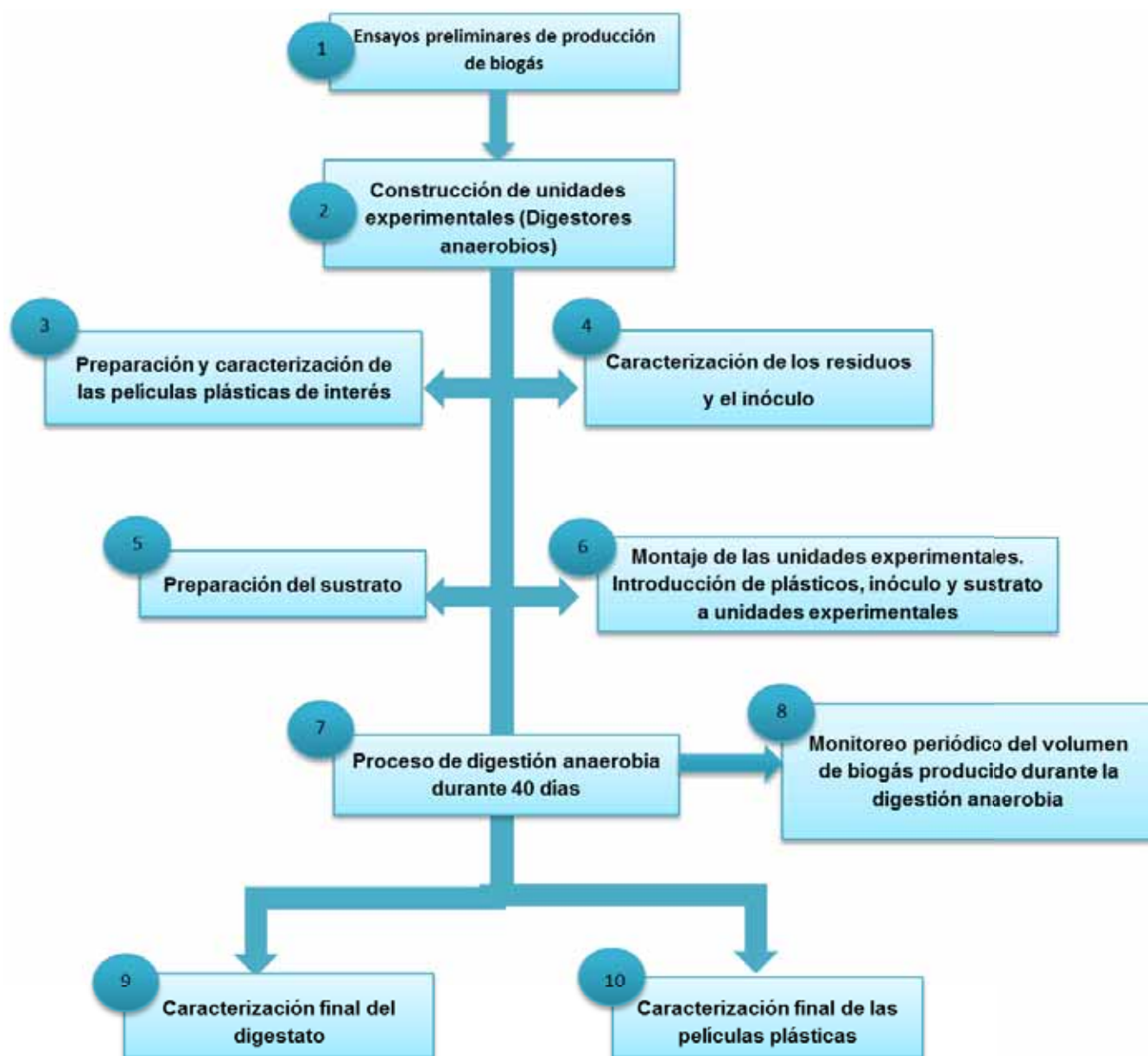


Figura 5-1 Esquema general del procedimiento experimental

5.1 Ensayos preliminares de producción de biogás

Para seleccionar el material y recipiente a emplear como unidades experimentales que se ocuparon como digestores anaerobios, se realizaron 4 ensayos preliminares. Su objetivo fue hacer una estimación de la producción de biogás y evaluar la capacidad del material para colectar el biogás, así como la frecuencia de recolección.

En los ensayos preliminares se utilizó materia orgánica (mezcla de residuos de cocina) como sustrato, estiércol de vaca como inóculo anaerobio y agua. La cantidad agregada de cada componente, en cada uno de los ensayos preliminares se detalla en la tabla 5-1.

Tabla 5-1 Resumen de los ensayos preliminares realizados

# Ensayo	Tipo de sustrato	Sustrato (kg)	Inóculo (kg)	Agua (ml)	Duración del experimento (días)
1	Cáscaras de: mango, melón, sandía y plátano	0.450	0.050	100	7
2	Cáscaras de: papaya, piña, melón, sandía y plátano	0.450	0.050	100	4
3	Cáscaras de pepino, de cebolla y zanahorias en descomposición	0.450	0.050	100	6
4	Cáscaras de: papaya, piña, melón, sandía y plátano	0.150	0.015	335	5

La producción de biogás se determinó por el método volumétrico. Se adaptaron matraces Erlenmeyer de 500 ml como digestores anaerobios, también se utilizó un tapón de goma con una perforación, algunas piezas de un equipo de venoclisis, agujas hipodérmicas y botellas de vidrio de 500 ml de capacidad. El equipo de venoclisis es un dispositivo utilizado en enfermería para administrar medicamentos vía intravenosa, consiste en: 1) Punzón, 2) Cámara de goteo, 3) Alargadera, 4) Llave reguladora y 5) puerto de inyección (ver figura 5-2), de las cuales sólo se utilizaron algunas piezas, para adaptar el sistema de medición de volumen de biogás de la presente investigación

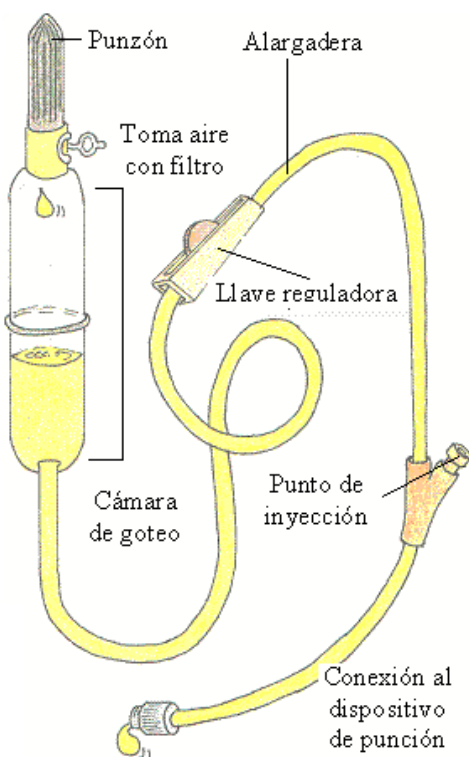


Figura 5-2 Nombre de los componentes del equipo de venoclisis (Botella, 2011)

El sistema se instaló de la siguiente manera (ver figura 5-3): para la unión (conexión 1) entre el matraz y la botella de vidrio que sirvió de colectora de biogás se utilizó la mitad de la manguera del equipo de venoclisis. El extremo con el adaptador de punción sin aguja se introdujo a presión en la perforación del tapón de goma del matraz, donde se selló con silicón (ver figura 5-3), en el otro extremo de manguera que quedó libre se colocó una aguja hipodérmica, misma que se insertó en la tapa del frasco de la botella colectora de biogás, y la cual se aseguró con silicón para evitar fugas.

Para la estimación volumétrica de la producción de biogás, mediante el desplazamiento del líquido contenido en la botella, se usó la mitad de la manguera restante del equipo de venoclisis, se retiraron el punzón y la cámara de goteo (ver figura 5-2), en ambos extremos de la manguera se colocaron agujas hipodérmicas, mismas que se aseguraron con silicón; una aguja se insertó en la tapa de la botella colectora de biogás y la otra se dejó libre para goteo hacia la probeta (conexión 2). En ambas conexiones (1 y 2) se colocó una llave reguladora.

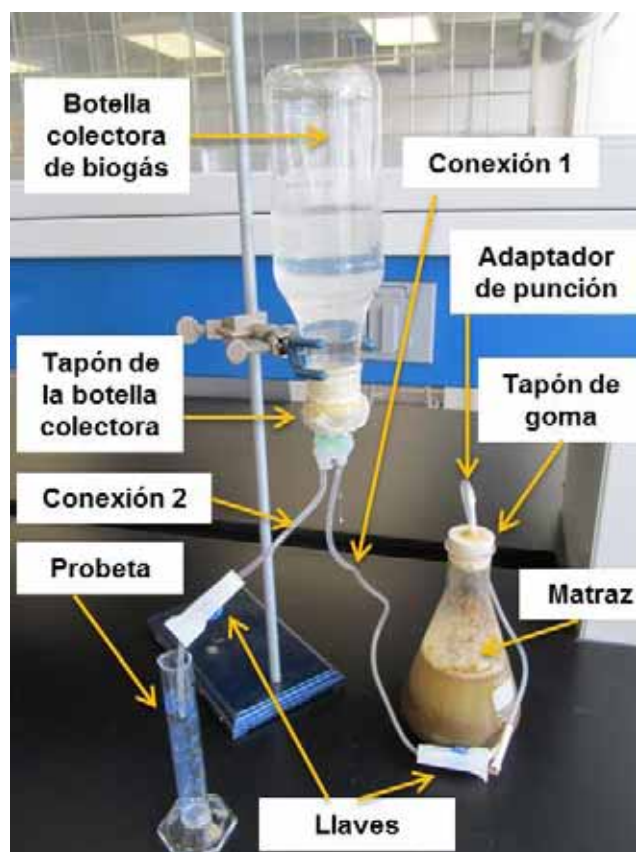


Figura 5-3 Sistema de digestión anaerobia y medición volumétrica de biogás

La producción de biogás se monitoreó cada 24 horas. Para montar la trampa de biogás en cada ensayo se preparó una solución de NaOH al 30 % y se vertió en los recipientes colectores de biogás (botellas colectoras). Las botellas se cerraron y se sellaron con silicón para evitar cualquier posible fuga.

El biogás producido por el proceso de digestión anaerobia salía del matraz hacia la botella colectora de gas, desplazaba un volumen de la solución de NaOH igual al volumen de biogás producido. El volumen de solución de NaOH se colectó en una probeta y de esta manera se cuantificaba el volumen de biogás producido (ver figura 5-3).

5.2 Diseño y construcción de los biodigestores anaerobios

Finalmente, con la información recabada y los problemas de operación identificados en los ensayos, se diseñaron los biodigestores para evaluar la degradación de las películas plásticas de interés. Se seleccionaron recipientes manufacturados de polipropileno semitransparente (porta filtros Rotoplas®) con grosor de pared aproximada a 8 mm, capacidad de 1 litro, con tapa roscada y empaque que proporciona cierre estanco (ver Figura 5-4).



Figura 5-4 Recipiente utilizado para la construcción de los digestores anaerobios: a) Porta filtro, b) Tapa roscada, c) Rosca y empaque del porta filtro

El sistema de digestión anaerobia se construyó con los siguientes elementos:

- Recipiente para la digestión (porta filtro Rotoplas®)
- Reducción de rosca de 1/2" a 3/8"
- Conector rápido para manguera de 6mm con rosca de 3/8"
- 1 metro de manguera Parker Parflex® de 6 mm de poliuretano flexible y transparente
- Llave de 4 vías
- Válvula de bola (llave de paso)
- Vaso de precipitados de 600 ml
- Tubo de vidrio, 20 cm de largo por 3.6 cm de diámetro interno
- Corcho de goma con 2 orificios

La construcción de los 18 biodigestores consistió en ensamblar todas las piezas necesarias para conseguir la configuración planteada en el diseño. Las piezas que se utilizaron se encuentran listadas en la tabla 5-2. Para unir dichas piezas se utilizaron llave perico y llaves españolas. En todas las conexiones de rosca se colocó cinta teflón. Además la ausencia de fugas se comprobó suministrando aire a presión con ayuda de una compresora.

El procedimiento de ensamblaje fue sencillo y seguro, por lo que cualquier persona mayor de 12 años podría realizarlo. El costo total por la construcción de cada dispositivo de digestión anaerobia resultó en una inversión de \$473.56 pesos. En la tabla 5-2 se muestra el precio de cada una de las piezas que forman cada uno de los dispositivos de digestión anaerobia.

Tabla 5-2 Desglose del costo de cada pieza requerida para la construcción de un dispositivo de digestión anaerobia

Cantidad	Unidad	Costo unitario	Costo neto
1	Porta filtro	\$232.00	\$232.00
2	Reducción de rosca de 1/2" a 1/8"	\$40.90	\$81.80
3	Conector rápido 6mm OD * 3/8"	\$28.01	\$84.03
1	Llave de 4 vías	\$14.00	\$14.00
1m	Manguera Parker Parflex 6mm OD	\$23.53	\$23.53
1	Válvula da bola	\$39.20	\$39.20
Costo total			\$473.56

Los 2 orificios roscados de la tapa sirvieron de entrada y salida de gases. En estos orificios se colocaron reducciones de 1/2" * 1/8" y en estas últimas se colocaron conectores rápidos para manguera de 6 mm de diámetro como se observa en la figura 5-5. En los conectores rápidos se insertaron mangueras Parker Parflex® de 6 mm de poliuretano flexible y transparente (ver Figura 5-6).



Figura 5-5 Conectores rápidos en orificios roscados de entrada y salida



Figura 5-6 Digestor anaerobio armado

Para el sistema de captación de gases se utilizó el material que se presenta en la tabla 5-3. Y el sistema quedó instalado como se observa en la figura 5-7.



Figura 5-7 Sistema para captación de biogás

Tabla 5-3 Piezas usadas para sistema de captación del biogás

Cantidad	Unidad	Costo unitario	Costo neto
1 m	Manguera Parker Parflex 6mm OD	\$23.53	\$23.53
1	Tubo de vidrio (15 cm largo x 4.65 Ø)	\$ 81.00	\$81.00
1	Vaso de precipitados de 500 ml	\$ 107.33	\$107.33
1	Bolsa impermeable para almacenar gases	\$ 275.66	\$275.66
Costo total			\$487.52

Con lo cual se tiene que el costo por sistema unitario de digestión anaerobia y su sistema de captación de biogás asciende a un total de \$ 961.08.

5.3 Diseño de experimentos

Se evaluaron cinco tipos de películas plásticas: polietileno de alta densidad con aditivo oxo pro-degradante (PEAD oxodegradable), polietileno de alta densidad oxidado con aditivo oxo pro-degradante (PEAD oxodegradable oxidado), una formulación compostable de ácido poliláctico (Ecovio®) y dos testigos de polietileno de alta densidad (PEAD convencional) similares en su composición y únicamente distintos en el color, uno de color beige y el otro de color blanco. Como control se usó una unidad experimental con sustrato e inóculo sin plástico, la cual sirvió para comparar la producción de biogás debida únicamente a la degradación del sustrato. El experimento se realizó por triplicado, y la degradación de los plásticos se evaluó a los 40 días de digestión anaerobia. El diseño de experimentos se resume en la tabla 5-4.

Tabla 5-4 Diseño de experimentos

Tipo de muestra	Tiras de plástico por unidad experimental	Tiempo de digestión	Unidades experimentales
PEAD oxodegradable con espesor de 16.4 μm ± 0.0018	30	40 días	3
PEAD oxodegradable oxidado con espesor de 16.4 μm ± 0.0018	30	40 días	3
Ecovio® con espesor de 34.6 μm ± 0.0024	30	40 días	3
Testigo negativo PEAD blanco con espesor de 17.3 μm ± 0.0022	30	40 días	3
Testigo negativo PEAD beige con espesor de 15.5 μm ± 0.003	30	40 días	3
Control sin película plástica (sólo sustrato e inóculo)	0	40 días	3
Total de unidades experimentales			18

5.4 Preparación de las películas plásticas

Las películas plásticas utilizadas fueron: película plástica de polietileno de alta densidad con aditivo pro-oxidante de la marca d2w®, película plástica compostable de la marca comercial Ecovio® de la empresa BASF y película de polietileno de alta densidad. Fueron preparadas como se describe a continuación.

5.4.1 Corte de probetas

En hojas milimétricas se marcaron rectángulos de 1 cm de ancho por 15 cm de largo que sirvieron como guía para cortar las probetas de películas plásticas. Encima de las hojas milimétricas se colocó un vidrio transparente que sirvió como soporte para cortar (ver figura 5-8). Sobre el vidrio se colocó la película plástica de interés y con ayuda de una hoja de bisturí (para tener un corte fino en los bordes), se cortaron las probetas de los diferentes tipos de películas plásticas de interés.

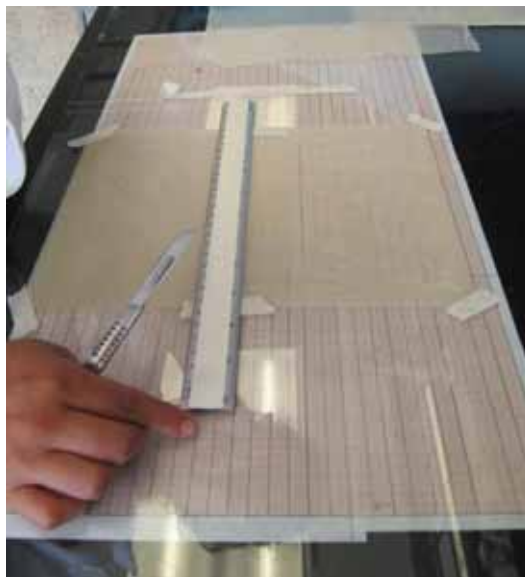






Figura 5-8 Corte de probetas

Al término del corte de cada determinado número de probetas (15 o 20) se verificó que los bordes fueran lisos y los cortes hechos fueran limpios (ver tabla 5-5). Es importante que los cortes no tengan imperfecciones porque estas podrían alterar los resultados de los análisis de elongación a la ruptura. También se verificó que las probetas midieran 1 cm de largo por 15 cm de ancho colocándolas sobre uno de los rectángulos guía marcados en la hoja milimétrica.

Tabla 5-5 Ejemplos de corte para las películas plásticas

CORTE ADECUADO	CORTE INDADECUADO
	
	
	

5.4.2 Oxidación de muestras oxodegradables

Con el fin de evaluar el efecto de la oxidación abiótica en la posterior degradación anaerobia de las muestras, se colocaron tiras de película plástica oxodegradable en la cámara de intemperismo acelerado, durante 2 días a 60° C. La cámara cuenta con 8 lámparas que emiten radiación UV-A en el espectro de 340 nm de longitud de onda. La cámara cuenta con un carrusel en el cual, se encuentran instaladas 50 varillas de aproximadamente 20 cm de largo, en estas varillas se colocaron las tiras de película plástica con apoyo de pinzas. El carrusel avanzó 5 centímetros aproximadamente, cada 15 minutos durante el presente trabajo de investigación (figura 5-9).



Figura 5-9 Tiras de película cámara de intemperismo acelerado

5.5 Caracterización de las películas plásticas

La caracterización de las películas plásticas de interés se realizó antes y después de la digestión anaerobia. Consistió en observación al microscopio. En el caso del PEAD oxodegradable la caracterización se realizó 3 veces: antes de la oxidación, después de la oxidación (antes de la digestión anaerobia) y después de la digestión anaerobia.

5.5.1 Determinación del espesor de las películas plásticas

Con un micrómetro de la marca MITUTOYO, con capacidad de lectura de hasta 25 mm y precisión de 1 μm , se determinó el espesor de las películas plásticas (figura 5-10).



Figura 5-10 Medición de espesor de películas plásticas con micrómetro

5.5.2 Pruebas de elongación

Con la máquina universal de ensayos Lloyd LF plus (ver figura 5-11), se realizaron pruebas para determinar el porcentaje de elongación a la ruptura de las probetas de película plástica oxodegradable, compostable y polietileno de alta densidad. Los parámetros de operación de la máquina de ensayos se listan en la tabla 5-6.



Figura 5-11 Determinación del porcentaje de elongación de las películas plásticas de interés con máquina de ensayos Lloyd LF plus

Tabla 5-6 Parámetros de operación de la máquina universal de ensayos

Parámetro	Condición de operación
Velocidad de elongación	300 mm/min
Longitud de la muestra (distancia entre mordazas)	3 cm
Carga de detección de ruptura	0.1 N

5.5.3 Determinación de la masa de películas plásticas

Con ayuda de unas pinzas y haciendo uso de guantes, se colocaron cuidadosamente las películas plásticas en la balanza analítica marca Ohaus® con capacidad máxima de 220 gramos y escala de 0.0001 gramos. Se registró la masa de 50 probetas de cada película plástica para obtener un promedio. La masa de las películas plásticas se registró antes y después del proceso de digestión anaerobia.

5.5.4 Observación al microscopio

Con ayuda de unas pinzas y haciendo uso de guantes, se colocaron las películas plásticas sobre un porta objetos que posteriormente se cubrió con un cubreobjetos. Luego se colocó sobre la platina de un microscopio marca US micro y se observó el plástico en las orillas y la zona interna.

5.6 Preparación y caracterización del sustrato y el inóculo

Se utilizó pasto seco como sustrato para el proceso de digestión anaerobia en lugar de la mezcla de residuos orgánicos que se había planteado en los ensayos preliminares para que el presente trabajo de investigación fuera reproducible, ya que la composición (contenido de carbono, hidrógeno y oxígeno principalmente) del pasto de los residuos de poda es más homogéneo que las mezclas de residuos orgánicos, que pueden ser muy variables. La finalidad de usar un sustrato como fuente de carbono adicional (pasto seco) a las películas plásticas en el experimento es para simular el tratamiento películas plásticas en presencia de residuos orgánicos. El pasto se obtuvo de los residuos de poda de la Universidad Autónoma Metropolitana – Unidad Azcapotzalco. Se introdujo en la estufa y se secó durante 2 días a 60 °C (figura 5-12). Posteriormente se trituró con un molino manual hasta obtener partículas de tamaño $\leq 4\text{mm}$ (figura 5-13).



Figura 5-12 Secado de poda de pasto



Figura 5-13 Trituración del pasto seco

El inóculo anaerobio que se utilizó para la presente investigación fue estiércol vacuno, obtenido de un establo. Se caracterizó el sustrato (pasto seco) y el inóculo (estiércol de vaca) por separado y por triplicado antes de la digestión anaerobia con los siguientes análisis: contenido de materia orgánica biodegradable, contenido de nitrógeno total, relación carbono nitrógeno, contenido de cenizas y pH de la mezcla agua, pasto, estiércol. Al término de la digestión anaerobia se realizó una caracterización similar para el digestato final.

5.6.1 Materia orgánica biodegradable

La porción de sólidos que se volatilizan en una muestra, es una medida indirecta de la materia orgánica biodegradable contenida en la misma; por ello, la materia orgánica se calculó de forma indirecta a partir del contenido de sólidos volátiles. Se colocaron 0.5 g de muestra en un crisol que previamente fue puesto a peso constante y pesado (G_1), la masa de la muestra más el crisol se registró como G_2 . La muestra se calcinó en una mufla a 650 °C durante 3 horas, después se transfirió a una estufa a 100 °C durante 20 minutos. Posteriormente se colocó dentro de un desecador donde se dejó enfriar a temperatura ambiente durante media hora y finalmente se registró su masa como G_3 .

El cálculo de sólidos volátiles totales se hizo con la siguiente ecuación:

$$\%MO = \frac{(G_2 - G_3)}{G_2 - G_1} \times 100$$

Donde:

MO= porcentaje de sólidos volátiles en base seca

G_1 = masa en gramos del crisol vacío

G_2 = masa en gramos del crisol más la muestra seca (G_1 + g de la muestra)

G_3 = masa en gramos del crisol con la muestra calcinada

5.6.2 Cenizas

Las cenizas son el residuo inorgánico que queda después de calcinar la materia orgánica y son proporcionales a los materiales inertes en una muestra. Para determinar el contenido de cenizas se utilizó el crisol con la muestra a la cual previamente se le determinó el contenido de sólidos volátiles. Se colocó el crisol con la muestra en una mufla a 800 °C durante una hora, se dejó enfriar en la mufla por una hora y se transfirió a la estufa a 100 °C durante una hora. Posteriormente se trasladó a un desecador donde se dejó enfriar a temperatura ambiente por una hora. Finalmente se registró la masa del crisol más la muestra calcinada como G_4 . El porcentaje de cenizas en base seca se calculó con la siguiente fórmula:

$$C = \frac{G_4 - G_1}{G_2 - G_1} \times 100$$

Donde:

C = porcentaje de cenizas en base seca

G_1 = masa en gramos del crisol vacío, registrado en la determinación de materia orgánica.

G_2 = masa en gramos del crisol más la muestra seca, registrado en la determinación de materia orgánica.

G_4 = masa en gramos del crisol más la muestra calcinada a 800 °C.

5.6.3 Determinación de nitrógeno total (método Kjeldahl - NOM-021-SEMARNAT-2000)

La determinación de nitrógeno total por el método de Kjeldahl ocurre en dos etapas: la primera consiste en la digestión de la muestra para convertir el nitrógeno a amonio (NH_4^+) y la segunda etapa consiste en la determinación de amonio (NH_4^+) en el digestato.

Se tomaron 0.5 g de la muestra previamente secada, molida y tamizada a ≤ 4 mm y se colocaron en un matraz de digestión. Posteriormente se le agregaron cuidadosamente 5 ml de ácido sulfúrico concentrado, asegurándose que tuviera contacto con la muestra, 2 g de sulfato de potasio (K_2SO_4) y 0.25 g de óxido de mercurio (HgO) como catalizador. Se colocó el matraz en una parrilla y se aplicó calor constante hasta que el digestato adquirió color blanquecino.

Se dejó enfriar, se agregaron 25 ml de agua destilada al matraz y posteriormente se vertió en un destilador. En seguida se alcalinizó la muestra agregando 10 ml de hidróxido de sodio (NaOH) al 32%. El amonio (NH_4^+) formado se destiló por arrastre de vapor y se atrapó en 15 ml de ácido bórico (H_3BO_3). Para determinar el contenido de nitrógeno total se tituló el destilado con ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0.1 N hasta obtener un vire de color verde turquesa a rosado intenso (indicadores verde de bromocresol y rojo de metilo). Los cálculos del porcentaje de nitrógeno total se hicieron con la siguiente ecuación:

$$\% N_{\text{total}} = \left(\frac{(V_m - V_b) - N}{P} \right) \times 1.4$$

Donde:

V_m = volumen de H_2SO_4 empleado en titular la muestra

V_b = volumen de H_2SO_4 empleado en titular el blanco

N = normalidad exacta del H_2SO_4

P = masa de la muestra en gramos

5.6.4 Relación carbono/nitrógeno (NMX-AA-67-1985)

La relación carbono/nitrógeno es la razón entre el carbono orgánico total y el nitrógeno total. El carbono orgánico total es la fracción de carbono de la materia orgánica. El nitrógeno total incluye el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) y nitrógeno nítrico ($\text{NO}_3\text{-N}$).

La ecuación para determinar la relación (C/N) fue la siguiente:

$$\frac{C}{N} = \frac{\% \text{MO} \times 0.58}{\% \text{N}}$$

Donde:

% N= % nitrógeno total

% M.O.= % materia orgánica

0.58= constante de Jackson

5.6.5 Determinación de pH (NMX-AA-025-1984)

Se calibró el potenciómetro con el cual se realizó la lectura del pH de acuerdo a lo establecido en la NMX-AA-013-SCFI-2006. Para la determinación de pH se tomaron 15 ml de la mezcla agua/ estiércol/pasto, se colocaron en un vaso de precipitados. Se mezclaron durante diez minutos utilizando un agitador magnético y una parrilla. Luego de la agitación, la mezcla se dejó en reposo durante 30 minutos, transcurrido el tiempo se realizó la lectura de pH al sobrenadante de la muestra.

5.7 Montaje de las unidades experimentales

Con una probeta de 1000 ml se midieron 750 ml de la mezcla de estiércol con agua (relación de la mezcla, 1 kg de estiércol/ 3 kg de agua) y se vertieron cuidadosamente a cada digestor (figura 5-14).



Figura 5-14 Mezcla de estiércol y agua para cada unidad experimental

Posteriormente a cada digestor se le agregaron 35 g de pasto seco como sustrato primario (relación estiércol/pasto seco= 7/1) (figura 5-15) y 30 tiras de la película plástica correspondiente (figura 5-16).



Figura 5-15 Pasto seco agregado a los digestores



Figura 5-16 Películas plásticas agregadas a los digestores

Para eliminar por completo la presencia de oxígeno se hizo pasar gas nitrógeno a través del espacio vacío de las unidades experimentales durante 5 minutos, (figura 5-17) y al término de la purga, tanto la válvula de salida de gas como la de purga fueron cerradas.



Figura 5-17 Purga de dispositivos con gas nitrógeno

Con las unidades experimentales recién purgadas, se verificó que las tapas estuvieran cerradas a la perfección. Se operaron 18 digestores simultáneamente, manteniendo la temperatura constante a $52\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$ con un baño de temperatura controlada. Las unidades experimentales operaron en condiciones anaerobias, durante 40 días (figura 5-18).



Figura 5-18 Montaje completo del experimento

5.8 Determinación de la producción de biogás

Para la captación de biogás producido en el proceso de digestión anaerobia se utilizó el sistema de captación muy similar a la norma ASTM D5511-11 y se emplearon bolsas Tedlar® para el almacenamiento de biogás. Tanto el polipropileno de los recipientes como el poliuretano flexible de las mangueras y las bolsas Tedlar® son impermeables a gases tales como el metano y dióxido de carbono.

Cada digestor se conectó a un sistema de captación de biogás que consistió en (ver figura 5-19):

- Un vaso de precipitados con una solución ácida (pH 2) para evitar la pérdida del gas y la dilución de éste en el medio líquido
- Manguera Parker Parflex® de 6 mm de poliuretano flexible y transparente
- Un tubo de vidrio sellado con un corcho de goma con 2 orificios (para la conexión de las mangueras, una para la salida del gas del digestor hacia el sistema de captación y otro para entrada de gas hacia la bolsa de almacenamiento Tedlar®).



Figura 5-19 Sistema de captación de biogás acoplado al digestor anaerobio

Este sistema se mantuvo conectado a los digestores durante todo el experimento y con la llave de paso abierta, para el paso libre del gas hacia las bolsas de captación y almacenamiento (figura 5-20).



Figura 5-20 Sistema de captación de biogás

El volumen de biogás generado se estimó mediante el método volumétrico por desplazamiento de fluidos. Cada vez que alguna bolsa de muestreo Tedlar® alcanzó su volumen máximo de almacenamiento (2 L, aproximadamente cada tres o cuatro días), se cerraba la llave de paso de biogás del digestor anaerobio correspondiente y se desconectaba la bolsa del sistema de captación. Posteriormente se conectaba la bolsa a una botella llena con agua destilada, se presionaba la bolsa para que el biogás contenido desplazara el agua de la botella. El líquido desplazado de la botella (equivalente al volumen de biogás contenido en la bolsa de muestreo Tedlar®) se recolectó en una probeta de 1000 ml y de esta forma se cuantificaba el volumen de biogás almacenado en las bolsas de muestreo Tedlar®. Luego de la cuantificación, la bolsa se volvía a conectar al sistema de captación y se abría la llave de paso de biogás del digestor anaerobio correspondiente, para seguir colectando el biogás generado.

El volumen de biogás almacenado en la última etapa del experimento se cuantificó mediante desplazamiento de volumen en un recipiente graduado. Se sumergió la bolsa en el recipiente con una cantidad de agua conocida y se registró como volumen de biogás almacenado en la bolsa de muestreo Tedlar®, la diferencia entre el volumen registrado después de sumergir la bolsa y el volumen de agua conocido. Este último biogás almacenado se analizó mediante cromatografía de gases para determinar su composición con un cromatógrafo de gases marca Gow-Mac, modelo 350.

6 Resultados y discusiones

6.1 Producción de biogás en los ensayos preliminares

La producción de biogás en cada uno de los 4 ensayos preliminares realizados fue muy variable, incluso entre los mismos duplicados. En el primer ensayo la cantidad de biogás producida fue mínima, mientras que en los ensayos posteriores la producción de biogás fue mayor. A pesar de todo, la producción de biogás promedio por ensayo no superó en ninguno de los ensayos los 16 cm³. En el anexo B se resume la producción de biogás de cada ensayo con su respectivo duplicado y las observaciones hechas.

La mayor cantidad de biogás acumulada fue registrada por el reactor número 1 en el ensayo número 3 con 24.91 cm³ de biogás. La segunda cantidad de biogás mayor generado la registró el reactor 2 en el ensayo número 4 con 13 cm³. Mientras que en los demás ensayos los reactores registraron producciones de biogás menores a 10 cm³ (anexo B).

De acuerdo al cálculo de biogás total acumulado en promedio de cada ensayo, el ensayo que alcanzó mayor producción fue el No. 3, con 15.88 cm³ de biogás (tabla 6-1). El ensayo en el que hubo menor producción de biogás fue el ensayo número 2 con un promedio de producción de biogás de 2.31 cm³ (tabla 6-1).

Tabla 6-1 Volumen total de biogás generado en los ensayos preliminares

No. de ensayo	Reactor 1	Reactor 2	Promedio	Desviación estándar
	cm ³ de biogás	cm ³ de biogás	cm ³ de biogás	σ
1	9	1.05	5.02	5.62
2	0.63	4.0	2.31	2.38
3	24.91	6.86	15.88	12.76
4	1.89	13	7.44	7.86

Estos ensayos preliminares no se llevaron a cabo la purga con nitrógeno, lo que hubiera podido haber retrasado la adaptación de los microorganismos hasta que el oxígeno presente dentro del dispositivo experimental fuera completamente consumido por las bacterias anaerobias facultativas

existentes en el medio. Sin embargo esto no sucedió y la producción de biogás se observó desde los primeros días inmediatos al inicio del experimento.

En los ensayos preliminares se observó que la mayor producción de biogás se presentó generalmente durante los primeros días de experimentación. Y una vez alcanzados los 4 o 5 días de duración del experimento, la producción de biogás decayó (ver figura 6-1). Este comportamiento se explica por una rápida adaptación de los microorganismos, que conduce en poco tiempo a la fase de crecimiento exponencial, en la que todos los microorganismos en crecimiento produjeron biogás como producto de su actividad metabólica (Negroni, 2009).

El único ensayo que no siguió este comportamiento fue el número uno, en el cual la producción de biogás comenzó hasta después del tercer día de experimentación (ver figura 6-1). Este comportamiento es normal, si tomamos en cuenta que los primeros días en los que no hay producción de biogás corresponden a la etapa de adaptación de los microorganismos al medio y al sustrato (Negroni, 2009). Lo que quiere decir que el ensayo número uno tuvo un periodo de adaptación más largo que los otros ensayos.

Quizá por ser el primer ensayo algún detalle en la manipulación del inóculo pudo haber influenciado en este comportamiento. Sin embargo todo el procedimiento se realizó de la misma manera en todos los ensayos. Lo que pudo haber influenciado en el primer ensayo es que los matraces Erlenmeyer que se utilizaron fueron tomados de un anaquel en el que se encontraban limpios y listos para usarse. Sin embargo, probablemente el proceso de limpieza en el último uso que se les dio no haya sido del todo adecuado y esto influyó para prolongar la etapa de adaptación en los microorganismos anaerobios. Mientras que para los ensayos posteriores ensayos se utilizaron los mismos matraces Erlenmeyer y la calidad en la limpieza del material puede garantizarse.

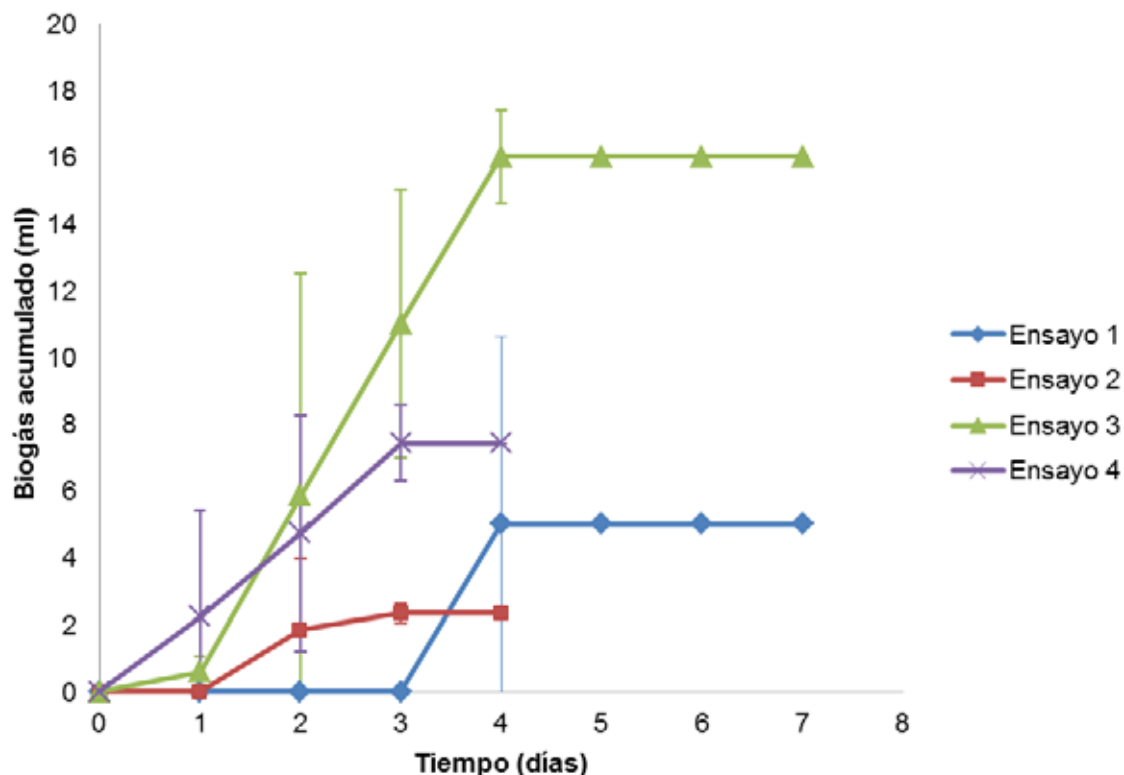


Figura 6-1 Producción promedio de biogás acumulado

El decaimiento en la producción de biogás indica que los microorganismos se encuentran en la fase estacionaria o de muerte, esto puede deberse a la escasez de nutrientes en el medio o a la deficiencia de algún factor o condición del medio (Negroni, 2009). El inadecuado cierre estanco en los matraces Erlenmeyer adaptados como biodigestores anaerobios pudo ser el factor que influenciara para detener el proceso de digestión anaerobia en los ensayos preliminares. Ya que el material utilizado para tapar los matraces Erlenmeyer fue corchos de goma que además tenían una perforación, donde se colocó una manguera para la salida de biogás. Y todo fue cubierto con silicón industrial para sellar y evitar fugas o entrada de oxígeno. Sin embargo el silicón se despegó fácilmente en varias ocasiones del corcho de goma.

6.2 Porcentaje de elongación de las películas plásticas de interés antes y después del proceso de digestión anaerobia

El porcentaje de elongación a la ruptura promedio registrado por cada una de las películas plásticas de interés antes y después de ser sometidos al proceso de digestión, se muestra en la figura 6-2. La película plástica con mayor porcentaje de elongación a la ruptura antes del proceso de digestión anaerobia fue Ecovio® con un porcentaje de 689.46%, seguida de PEAD de color beige con 467.25%, PEAD oxodegradable sin oxidar con 464.98%, PEAD blanco con 384.10 % y PEAD oxodegradable oxidado con 332.10%. La película plástica con mayor porcentaje de elongación después del proceso de digestión anaerobia fue PEAD beige, seguida de PEAD oxodegradable sin oxidar, PEAD blanco, PEAD oxodegradable oxidado y Ecovio®.

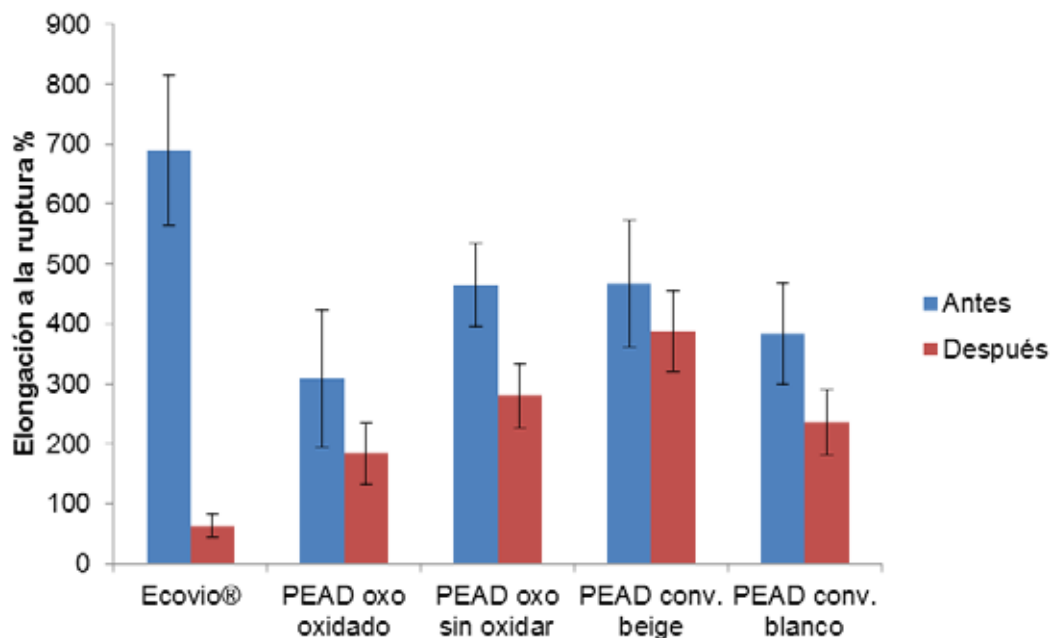


Figura 6-2 Porcentaje de elongación a la ruptura de películas plásticas estudiadas antes (izquierda) y después (derecha) del proceso de digestión anaerobia

La película plástica que perdió en mayor medida su propiedad de elongación fue Ecovio® con una disminución en el porcentaje de elongación de 90.87%, seguido del PEAD oxodegradable oxidado con una disminución de 40.68%, PEAD oxodegradable sin oxidar con una disminución de 39.79%, PEAD blanco con una disminución de 38.8% y finalmente el PEAD beige con una disminución de 16.93%. El análisis de varianza ANOVA con un nivel de confianza del 95% arrojó que la única película plástica en la cual no hubo diferencia significativa entre su porcentaje de elongación antes y después de la digestión anaerobia fue PEAD beige.

6.3 Observación al microscopio de las muestras

Las muestras de película plástica de Ecovio® después de la digestión anaerobia fueron las únicas que sufrieron fracturas, la diferencia observada de antes y después es bastante notoria como se muestra en las figuras 6-3 y 6-4.

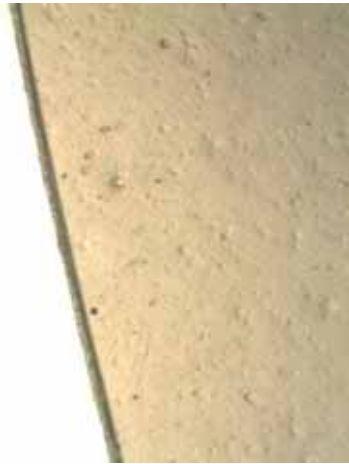


Figura 6-3 Muestra de película plástica Ecovio® antes de digestión anaerobia, aumento 10X

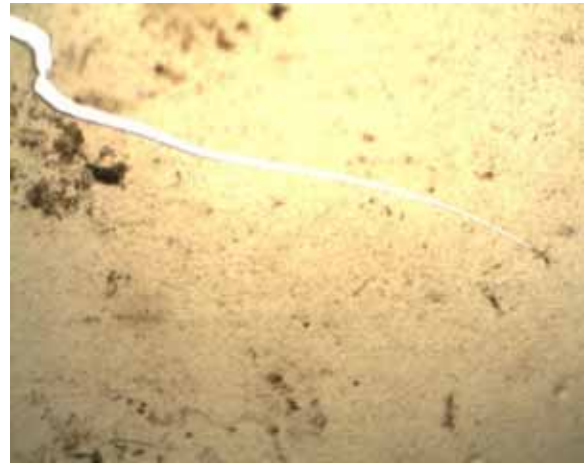


Figura 6-4 Muestra de película plástica Ecovio® después de digestión anaerobia, aumento 10X

En algunas de las muestras de PEAD oxodegradable oxidado se observó la presencia de agujeros después de la digestión anaerobia (figura 6-6) esto pudo deberse a que el material no es homogéneo, como se observa en la figura 6-5 en la muestra antes de la digestión anaerobia hay pequeños puntos en el material que se observan más delgados, lo que pudo facilitar la ruptura en estas zonas susceptibles.



Figura 6-5 Película plástica PEAD oxodegradable oxidada antes de digestión anaerobia, aumento 40X

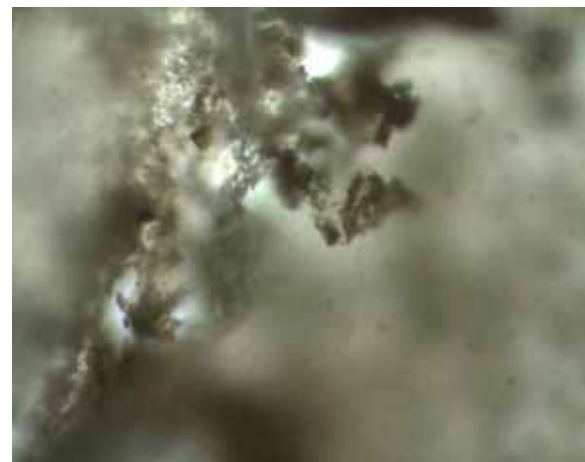


Figura 6-6 Película plástica PEAD oxodegradable oxidada después de digestión anaerobia, aumento 40x

En las muestras de PEAD oxodegradable sin oxidar antes y después de la digestión anaerobia no es notoria la diferencia en la parte interna al observar al microscopio. Es en las orillas donde se hizo el corte que se nota desgaste, tal como se puede observar en las figuras 6-7 y 6-8.

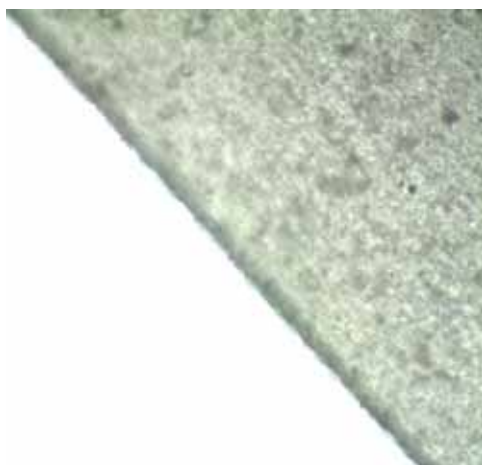


Figura 6-7 Película plástica PEAD oxodegradable sin oxidar antes de digestión anaerobia, aumento 40x

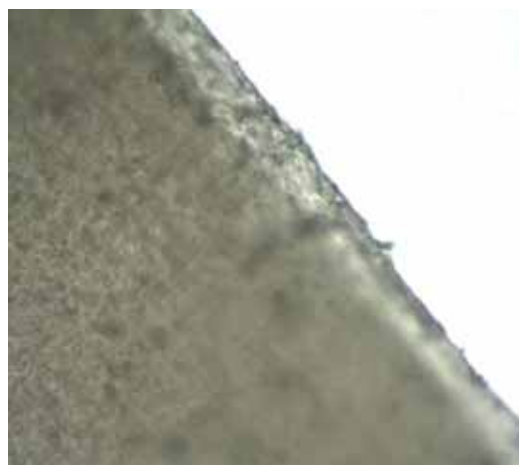


Figura 6-8 Película plástica PEAD oxodegradable sin oxidar después de digestión anaerobia, aumento 40X

En las muestras de PEAD beige se observa que esta película plástica se pigmentó más durante el proceso de digestión anaerobia, esto pudo deberse al contacto con microorganismos, quizás estos pudieron haberse adherido a estas zonas donde se observa la pigmentación (ver figuras 6-9 y 6-10).



Figura 6-9 Película plástica PEAD beige antes de digestión anaerobia, aumento 40X

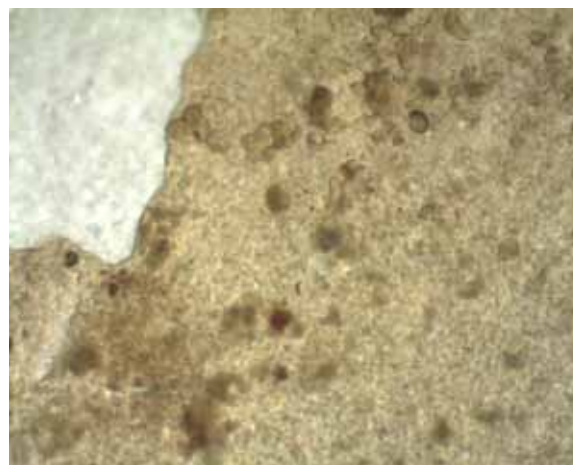


Figura 6-10 Película plástica PEAD beige después de digestión anaerobia, aumento 40X

En las muestras de PEAD blanco no se nota diferencia en la zona interna de la película si se comparan las figuras 6-11 y 6-12. Sin embargo, se observa mayor desgaste en las orillas. Esto ocurre porque las orillas son una zona susceptible, por el estrés que sufrieron al ser cortadas (ver figura 6-12).

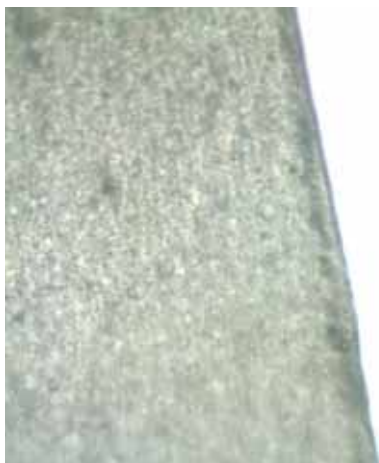


Figura 6-11 Película plástica PEAD blanco antes de digestión anaerobia, aumento 40X



Figura 6-12 Película plástica PEAD blanco después de digestión anaerobia, aumento 40X

6.4 Caracterización del sustrato, inóculo y digestato final

Los resultados de contenido de materia orgánica, contenido de nitrógeno total, relación carbono/nitrógeno y pH, obtenidos de la caracterización del sustrato y el inóculo antes del proceso de digestión anaerobia y de los digestatos de cada tratamiento al término del proceso de digestión anaerobia se resumen en la tabla 6-2.

Tabla 6-2 Resumen de caracterización de sustrato, inóculo y digestato final

	Tratamiento	Materia orgánica (%)	Contenido de nitrógeno total (%)	Relación Carbono/Nitrógeno	pH
Antes del proceso de digestión anaerobia	Sustrato (pasto seco)	87.26, $\sigma=0.08$	1.74, $\sigma=0.004$	29.09, $\sigma=0.02$	7.4, $\sigma=0.09$
	Inóculo (estiércol vacuno)	53.67, $\sigma=1.34$	0.96, $\sigma=0.08$	32.42, $\sigma=0.81$	
	Sustrato + Estiércol	67.10, $\sigma=18.48$	1.27, $\sigma=0.43$	31.09, $\sigma=1.92$	
Después del proceso de digestión anaerobia	Control	72.56, $\sigma=1.93$	1.83, $\sigma=0.26$	23.0, $\sigma=0.57$	7.94, $\sigma=0.17$
	Ecovio®	72.74, $\sigma=0.95$	1.80, $\sigma=0.18$	23.44, $\sigma=0.29$	7.97, $\sigma=0.006$
	PEAD oxo oxidado	73.55, $\sigma=0.53$	1.74, $\sigma=0.09$	24.52, $\sigma=0.18$	7.95, $\sigma=0.10$
	PEAD oxo sin oxidar	72.83, $\sigma=1.22$	1.60, $\sigma=0.21.652$	26.40, $\sigma=0.41$	7.95, $\sigma=0.13$
	PEAD beige	72.52, $\sigma=1.15$	1.77, $\sigma=0.57$	23.76, $\sigma=0.36$	8.09, $\sigma=0.25$
	PEAD blanco	73.07, $\sigma=1.04$	1.65, $\sigma=0.09$	25.68, $\sigma=0.35$	7.92, $\sigma=0.13$

En cuanto al contenido de materia orgánica, el valor inicial del sustrato correspondió a 87.26% y 53.67% para el inóculo, valores muy adecuados para el proceso de digestión anaerobia, ya que la literatura indica que para que un lote de residuos sea susceptible de aprovechamiento mediante digestión anaerobia debe contener por lo menos entre 40% y 60% de materia orgánica (Buenrostro

et al., 2000). Por otro lado, el contenido de materia orgánica al final del proceso de digestión anaerobia en cada uno de los tratamientos que contenían películas plásticas, e incluso del control resulta un valor adecuado para el aprovechamiento del digestato para remediación de suelos o para usarlo como enmienda en suelos forestales (Moreno *et al.*, 2011).

Respecto al contenido de nitrógeno total, el valor promedio inicial correspondió a 1.27% y el valor promedio al final del proceso de digestión anaerobia fue de 1.73%, este pequeño aumento refleja más claramente el aumento en la biomasa microbiana, ya que al aumentar el número de células en el medio aumenta la cantidad de proteínas sintetizadas para la constitución de cada nueva célula. Por otro lado, observando los resultados de cada uno de los tratamientos con películas plásticas y comparándolos con el control, este último fue el que obtuvo el mayor valor y el tratamiento con PEAD oxodegradable sin oxidar obtuvo el menor valor. Sin embargo el análisis de varianza con un nivel de confianza del 95% muestra que no hay diferencias estadísticamente significativas entre los valores de los tratamientos y el control.

En cuanto a la relación C/N, el valor inicial del inóculo y el sustrato fue muy adecuado, pues se encontró en el intervalo deseado (relación óptima entre 20 y 30) para que el proceso de digestión anaerobia se llevara a cabo adecuadamente (Piña *et al.*, 2007; Veyna, 2007). El valor final en cada uno de los tratamientos con película plástica y el control también se encontró dentro de este valor adecuado, lo que indica que es un digestato que puede ser aprovechado como abono o enmienda de suelos. Y el análisis de varianza con un nivel de confianza del 95% indica que no hay diferencias estadísticas significativas entre los valores de los tratamientos con película plástica y el control.

El pH inicial del contenido del biodigestor anaerobio fue neutro, tal como se recomienda para un proceso adecuado (Martí, 2006). La literatura reporta que los principales problemas que se tienen en procesos de digestión anaerobia se deben a la acidificación del medio de digestión, debido principalmente al contenido de ácidos grasos del sustrato alimentado para digestión (Piña *et al.*, 2007; Campos, 2001). Sin embargo, a pesar de que en la presente investigación el proceso se llevó a cabo en lote y no hubo monitoreo periódico ni estabilización de pH, este parámetro resultó ser básico en el digestato de los reactores al final del proceso de digestión anaerobia. Resultando todos los tratamientos con película plástica y el control estadísticamente similares. Lo que indica que el proceso de digestión anaerobia se llevó a cabo de manera adecuada, sin cambios bruscos en el pH. Esta estabilidad en el pH es debida a que en el pasto y en el estiércol que se alimentó a los biodigestores los niveles de ácidos grasos no fueron significativos. Además que los biodigestores anaerobios tienen la capacidad de autorregularse ante los diversos cambios de pH que ocurren durante la digestión, si estos cambios no son muy bruscos (López y López, 2009).

6.5 Biogás producido en el proceso de digestión anaerobia

Todos los tratamientos que contenían películas plásticas produjeron mayor cantidad de biogás que el control. Esto pudo deberse a que la presencia de las películas plásticas facilitó la aglomeración de los microorganismos en la zona circundante a los plásticos. De esta manera los plásticos proporcionaron estabilidad a los microorganismos y la facilidad de interactuar entre ellos. Mientras que en el control los microorganismos se encontraban distribuidos en todo el medio con poca interacción entre ellos.

La figura 6-13 muestra la cantidad total de biogás producido por cada tipo de película plástica tratada en el proceso de digestión anaerobia. El tratamiento que contenía películas plásticas de Ecovio® fue el que acumuló mayor cantidad de biogás con 9025 cm³, seguido del tratamiento que contenía PEAD oxodegradable sin oxidar con 7098.7 cm³, PEAD beige con 6816.5 cm³, PEAD oxodegradable oxidado con 5481.7 cm³, PEAD blanco con 5126.5 cm³ y finalmente el control con 4737 cm³ (ver figura 6-13).

El hecho que el tratamiento con películas plásticas de Ecovio® haya sido el que produjo mayor cantidad de biogás denota que esta película plástica fue la más susceptible a biodegradación y bioasimilación por parte de las bacterias presentes en el sistema de digestión anaerobia.

Por otro lado, se esperaba que la segunda película plástica en tener mayor producción de biogás fuera el PEAD oxodegradable oxidado, como resultado de su mayor susceptibilidad a fragmentarse y por ende para ser biodegradado y bioasimilado por los microorganismos anaerobios. Por el contrario, este tratamiento se encontró hasta la quinta posición de producción de biogás junto con el tratamiento con PEAD blanco. Esta poca eficiencia en la producción de biogás por parte del tratamiento con película plásticas oxodegradables pudo deberse a un efecto de toxicidad por la liberación del aditivo pro-degradante como resultado de la fragmentación de la película plástica. A pesar de ello el proceso de digestión anaerobia no se inhibió y hubo producción de biogás.

Otro detalle de interés fue que los tratamientos con películas plásticas de PEAD beige y blanco tuvieron resultados muy distintos en la producción de biogás. Mientras que el tratamiento con PEAD beige fue el tercero en producción de biogás, el tratamiento con PEAD blanco fue el penúltimo, cuando en teoría estos dos tratamientos debieron haber obtenido resultados similares por tratarse de materiales similares, que diferían únicamente por el color.

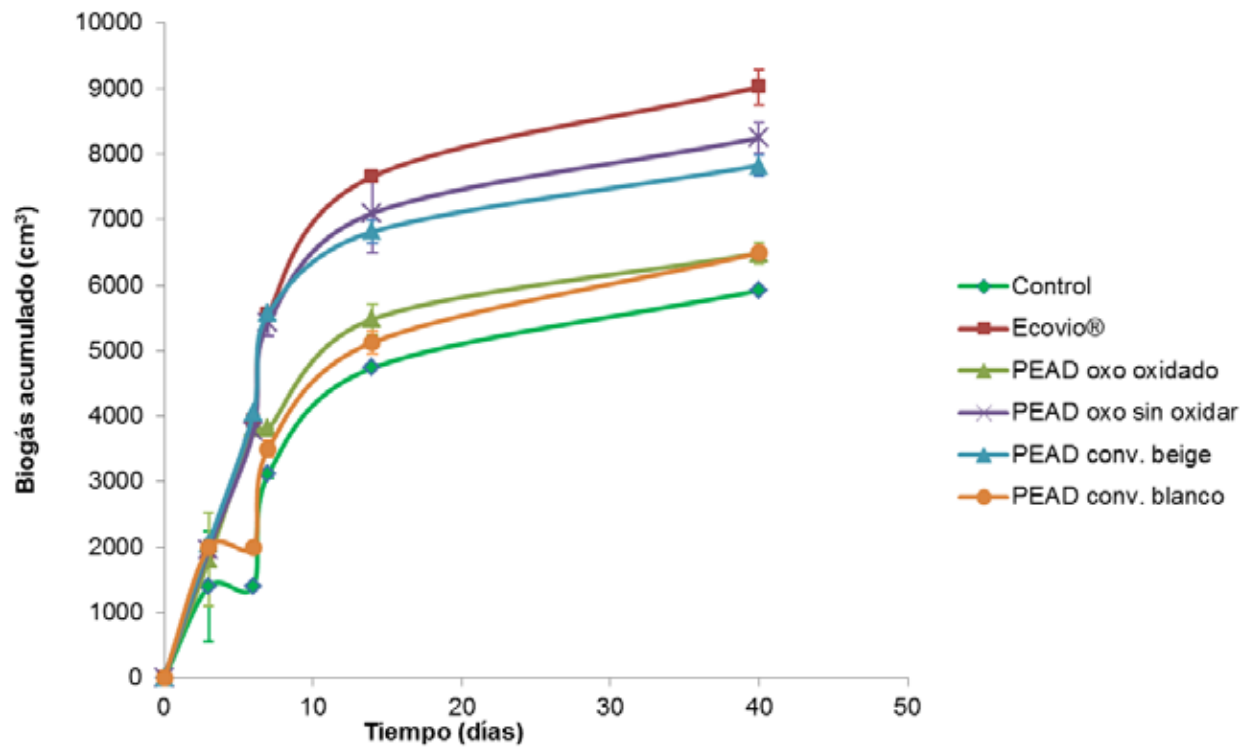


Figura 6-13 Biogás acumulado en el proceso de digestión anaerobia por cada tratamiento.

7 Conclusiones

Las conclusiones para la presente investigación dedicada a evaluar la degradabilidad de películas plásticas en condiciones de digestión anaerobia son las siguientes.

Uno de los principales factores que deben ser tomados en cuenta en el diseño y construcción de un biodigestor anaerobio es el cierre estanco. Este factor fue determinante para garantizar el éxito del proceso. Como se vio en los ensayos preliminares, la deficiencia en la producción de biogás y la poca durabilidad de los experimentos se debió principalmente a los problemas de fugas.

La construcción de las unidades experimentales fue exitosa. Los dispositivos cumplieron con los requerimientos de cierre estanco, resistencia a la temperatura (52 ± 2 °C) y conexiones seguras. Por lo que se puede concluir que los dispositivos construidos fueron adecuados para llevar a cabo la evaluación de la degradabilidad de películas plásticas en condiciones de digestión anaerobia.

El contenido de materia orgánica y la relación C/N del sustrato y el inóculo así como el pH en el sistema de digestión anaerobia al inicio de la experimentación fueron adecuados y favorecieron el desarrollo del proceso. Al término de la experimentación estos mismos parámetros en el digestato final resultaron adecuados para su aprovechamiento como abono y mejorador de suelos. Sin embargo hay que tomar en cuenta que aún habrá presencia de fragmentos de película plástica, por lo que sería necesario primero realizar una separación por filtración, ya que el digestato final es más bien una mezcla líquida. Y reincorporar las películas plásticas al proceso de digestión anaerobia.

El proceso de digestión anaerobia se llevó a cabo de manera exitosa. Se probó que la presencia de películas plásticas en la concentración estudiada en la presente investigación (0.1 %), no afecta el proceso de digestión anaerobia, ya que la producción de biogás fue mayor en todos los tratamientos que contenían películas plásticas. Siendo el control el tratamiento que acumuló menor cantidad de biogás durante el experimento.

En base con los resultados obtenidos de las pruebas de elongación a la ruptura y las imágenes observadas al microscopio, la hipótesis planteada se confirma. La película plástica que sufrió pérdida de sus propiedades en mayor medida fue Ecovio®, seguida de PEAD con aditivo pro-oxidante, PEAD con aditivo pro-oxidante oxidada y por último PEAD.

Adicionalmente se realizaron a las películas plásticas análisis de espectroscopia infrarroja para detectar la generación de grupos carbonilos (los cuales son producidos como resultado de la ruptura de las cadenas de polímeros por efecto de los procesos oxidativos mencionados en el apartado 2.8, y por ello son indicadores de degradación en un material) y con ello confirmar los resultados obtenidos, sin embargo, los espectros obtenidos no resultaron de una calidad que

permita hacer esta detección y comparación de los grupos carbonilos producidos en cada película evaluada. Esto posiblemente debido a factores como la presencia de ruido en las señales, número de barridos de la muestra, del background, etc.

Por todo lo anterior, se concluye que el proceso de digestión anaerobia es un método de tratamiento que contribuye a la degradación de películas plásticas, ya que la pérdida de las propiedades físicas como la elongación son el primer paso que facilita la ruptura de los polímeros hasta convertirlos en fragmentos pequeñísimos, que posteriormente sean susceptibles de biodegradación por parte de los microorganismos presentes en el ambiente. Pero ya que el proceso de digestión anaerobia en un periodo de 40 días no degradará a las películas plásticas por completo, será necesario dar un tratamiento previo, como oxidación, o someterlas a un proceso de estrés como estiramiento. Y en caso de someterlas primero a digestión anaerobia, posteriormente será necesario someterlas a otro proceso como el composteo, o en su defecto reincorporarlas al proceso de digestión anaerobia tantas veces como sea necesario.

8 Bibliografía

- ADANE, L. & MULETA, D. 2011. Survey on the usage of plastic bags, their disposal and adverse impacts on environment: A case study in Jimma City, Southwestern Ethiopia. *Journal of toxicology and environmental health science*, 3, 234-248.
- AGENCIA DE RESIDUOS DE CATALUÑA 2011. Residuos plásticos. *Generalitat de Catalunya*. Catalunya: Agencia de residuos de Catalunya.
- ALCÁNTARA, L. 2009. Bolsas de plástico envenenan al país *El Universal* [Online]. Available: <http://www.eluniversal.com.mx/primera/32501.html> [Accessed mayo de 2014].
- ALVAREZ, R., RIERA, V. & VILLCA, S. 2009. Producción anaeróbica de biogas, aprovechamiento de los residuos del proceso anaeróbico. La Paz, Bolivia: Cámara nacional de industrias-Instituto de investigaciones en procesos químicos
- AMASS, W., AMASS, A. & TIGHE, B. 1998. A review of biodegradable polymers uses, current developments in the synthesis and characterization of biodegradable polyesters, blends of biodegradable polymers and recent advances in biodegradation studies. *Polymer International* 47, 89-144.
- AMAYA, O. M., BARRAGÁN, M. T. C. & TAPIA, F. J. A. 2013. Biomass now-Sustainable growth and use. In: Motovic, M. D. (ed.) *Microbial biomass in batch and continuous system*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2001. Standard practice for heat aging of oxidatively degradable plastics. *D5510*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2002a. Standard guide for assessing the compostability of environmentally degradable plastics. *D6002*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2002b. Standard test method for determining the aerobic biodegradation of plastic materials in an activated-sludge-wastewater-treatment system. *D5271*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2004. Standard guide for exposing and testing plastics that degrade in the environment by a combination of oxidation and biodegradation. *D6954*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2006. Exposure of photodegradable plastics in a xenon arc apparatus. *D5071*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2008. Standard practice for outdoor exposure testing of photodegradable plastics. *D5272*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2009. Standard test method for determining aerobic biodegradation of plastic materials in the marine environment by a defined microbial consortium or natural sea water inoculum. *D6691*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2011a. Standard test method for determining aerobic biodegradation of plastic materials under controlled composting conditions. *D5338*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2011b. Standard test method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under high-solids anaerobic-digestion conditions. *D5511*. American Society for Testing and Materials.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2012a. Standard specification for compostable plastics *D6400*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2012b. Standard test method for determining aerobic biodegradation in soil of plastic materials of residual plastic materials after composting. *D5988*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2012c. Standard test method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under high-solids anaerobic-digestion conditions. *D5511*.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2012d. Standard Test Method for determining anaerobic biodegradation of plastic materials under accelerated landfill conditions. In: American Society for Testing and Materials (ed.) *D5526*.

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2012e. Standard test method for tensile properties of thin plastic sheeting. In: American Society for Testing and Materials (ed.) D882.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS 2013. Standard practice for determining degradation end point in degradable polyethylene and polypropylene using a tensile test. D3826.
- ANDRADY, A. L. & NEAL, M. A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 364, 1977 - 1984.
- BAQUERIZO, A. M. L. 2013. *Envejecimiento artificial de película delgada de Polietileno de alta densidad virgen por irradiación ultravioleta de lámparas de Xenón*. Licenciatura, Escuela Superior Politécnica del Litoral.
- BARNES, K. A. D., WALTERS, A. & GONCALVES, L. 2010. Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70, 250-252.
- BASF 2007. Ecoflex® Batch C White. In: Company, B. T. C. (ed.) *BASF The chemical company*.
- BELTRÁN, R. M. & MARCILLAS, G. A. 2012. *Tecnología de polímeros*, España.
- BIODEGRADABLE PRODUCTS INSTITUTE 2010. Background on Biodegradable Additives. *Biodegradable Products Institute*.
- BOSCH, P. & PIÑA, C. 2009. *Nuevos materiales*, México D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.
- BOTELLA, D. C. 2011. Administración parental de medicamentos: la vía intravenosa (el goteo intravenoso). *Atención primaria en la red* [Online]. Available: <http://www.fisterra.com/ayuda-en-consulta/tecnicas-atencion-primaria/administracion-parenteral-medicamentos-via-intravenosa-el-goteo-intravenoso/> [Accessed octubre de 2013].
- BRAVO, R. E. L., VAN, F. J. A., OKKA, J. E. & BRASSEUR, S. M. J. M. 2013. Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 200-202.
- BUENROSTRO, O., CRAM, S., BERNACHE, G. & BOCCO, G. 2000. La digestión anaerobia como alternativa de tratamiento a los residuos sólidos orgánicos generados en los mercados municipales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 16, 19-26.
- CALMOND-DECRIAUD, A., BELLON-MAUREL, V. & SILVESTRE, F. 1998. Standard methods for testing the aerobic biodegradation of polymeric materials. Review and perspectives. *Advances in Polymer Science*, 135, 207-226.
- CAMPANI, T., BAINI, M., GIANNETTI, M., CANCELLI, F., MANCUSI, C., SERENA, F., MARSILI, L., CASINI, S. & FOSSI, M. C. 2013. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 74, 225-230.
- CAMPOS, A. E. P. 2001. *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Doctoral, Universidad de Lleida.
- CONDE, M. P. O. 2012. Presente futuro de la industria del plástico en México. PEMEX.
- CUBERO, M. G. A. 2011. *Evaluación de un sistema de digestión anaerobia para la estabilización de los lodos provenientes de las aguas residuales, corporación PIPASA, San Rafael de Alajuela*. Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- CHANDRA, R. & RUSTGI, R. 1998. Biodegradable Polymers. *Progress in Polymer Science*, 23, 1273-1335.
- CHAO, E. 2004. Eastman la fijación por las imágenes y el plástico. *Ambiente Plástico una revista del plástico con visión global*
- CHAUHAN, B. 2003. Indian state outlaws plastic bags. *BBC news* [Online]. Available: http://news.bbc.co.uk/2/hi/south_asia/3132387.stm [Accessed julio de 2014].
- CHO, H. S., MOON, H. S., KIMA, M., NAMA, K. & KIM, J. Y. 2011. Biodegradability and biodegradation rate of poly(caprolactone)-starch blend and poly(butylene succinate) biodegradable polymer under aerobic and anaerobic environment. *Waste Management*, 31, 475-480.
- CHUN, J., MIRVAKILI, S. M., TSOU, M., YIP, A. & ZUKOWSKI, M. 2010. An investigation onto degradable plastic bags. *Student reports*. University of British Columbia.
- DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT OF IRELAND 2001. Plastic bags regulation. Ireland: Department of the environment of Ireland.

- DIKGANG, J., LEIMAN, A. & VISSER, M. 2010. Analysis of the plastic-bag levy in south africa. Environmental Policy Research Unit.
- DUBOISE, T. 2013. Documenting plastic bag ban since 2010. *Keeping an eye on plastic bags* [Online]. Available: plasticbagbanreport.com/category/legislation [Accessed agosto de 2014].
- DUNJA-MANAL, ABOU-ZEID, MÜLLER, R.-J. & DECKWER, W.-D. 2001. Degradation of natural and synthetic polyesters under anaerobic conditions. *Journal of Biotechnology*, 86, 113-126.
- DURAN, M. A., GARCÉS, R. M., VELASCO, A. R., MARÍN, E. J. C., GUTIÉRREZ, L. R., MORENO, G. A. & DELGADILLO, H. N. A. 2013. Mexico city's municipal solid waste characteristics and composition analysis. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 39-46.
- ECONOMIC RESERCH ASSOCIATES 2010. Economic impact analysis. In: Aecom (ed.). Los Angeles.
- EILI, M., SHAMELI, K., IBRAHIM, N. A. & YUNUS, W. M. Z. W. 2012. Degradability enhancement of Poly(Lactic Acid) by stearate-Zn₃ LDH nanolayers. *International Journal of Molecular Sciences*, 13, 7938-7951.
- ESPÍN, G. 2007. Plásticos y contaminación ambiental. *Academia de Ciencias de Morelos A. C.*
- FACULTAD DE INGENIERÍA INDUSTRIAL 2007. Plásticos. In: Escuela Colombiana De Ingeniería (ed.). Colombia: Escuela Colombiana de ingeniería.
- FACULTAD DE INGENIERÍA INDUSTRIAL 2008. Identificación de plásticos. In: Laboratorio De Producción (ed.) *Curso de materiales*. Colombia: Escuela Colombiana de ingeniería.
- FLORES, E. C. 2009. Polímeros vs Plásticos. *Revista electrónica*, 14, 51 - 60.
- FUNABASHI, M., NINOMIYA, F. & KUNIOKA, M. 2009. Biodegradability evaluation of polymer by ISO 14855. *International Journal of Molecular Sciences*, 10, 3635-3655.
- GALBRAITH, K. 2012. Should Plastic Bags Be Banned? *New York Times* [Online]. Available: http://www.nytimes.com/2012/02/09/business/energy-environment/should-plastic-bags-be-banned.html?pagewanted=all&_r=0 [Accessed mayo de 2014].
- GARCÍA, S. 2009. Referencias hitóricas y evolución de los plásticos. *Revista Iberoamericana de polímeros*, 10, 71 - 80.
- GÓNGORA, P. J. P. 2014. El reciclaje en México. *Comercio exterior*, 64, 4.
- GRAU, V. D. 1999. *Estudio del comportamiento de reactores discontinuos y semicontinuos: modelización y comprobación experimental*. Doctorado, Universidad Politécnica de Catalunya.
- GREENE, J. 2007. Biodegradation of compostable plastics in Green yard-waste compost environment. *Journal of polymers and the environment* 15, 269-273.
- GROOVER, M. P. 1997. Polímeros. In: William, S. (ed.) *Fundamentos de manufactura moderna: materiales, procesos y sistemas*. 1a. ed. México: Pearson Prentice Hall Hispanoamericana S. A.
- GUERRERO, C. A. & GONZÁLEZ, V. A. 2002. Algunas aplicaciones de los plásticos en las industrias del empaque y automotriz. *Ingenierías*, 5, 40-45.
- HERNÁNDEZ, C. Á. 2010. *Nuevas tecnologías para el tratamiento de residuos sólidos urbanos en el D.F.* Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México.
- HIBBELER, R. C. (ed.) 2006. *Mecánica de materiales*, México.
- INEGI 2012. México de un vistazo. *Anual*. 2012 ed.
- INEGI 2013. Anuario estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 2013. In: Geografía, I. N. D. E. Y. (ed.) 2013 ed. México: Instituto nacional de estadística y geografía.
- INFANTE, B. R. 2004. *Los polímeros en medicina* [Online]. Available: <http://www.eis.uva.es/~macromol/curso05-06/medicina/biopolimeros.htm> [Accessed noviembre de 2013].
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2005. Determinaiton of ultimate anaerobic degradation of plastic materials in an aqueous systems. Method by measurement of biogas production. *ISO 14853*.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2012. Determining of the ultimate anaerobic biodegradation of plastic materials in controlled slurry digestion systems-method by measurement of biogas production. *ISO 13975*.

- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2014. Determination of the ultimate anaerobic biodegradation under high-solids anaerobic-digestion conditions. Method by analysis of released biogas. *ISO 15985*.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2012. Determination of the ultimate aerobic biodegradability in soil by measuring the oxygen demand in a. *ISO 17556*.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2013a. Determination of the degree of desintegration of plastic materials under defined composting conditions in a pilot scale test. *ISO 16929*.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION 2013b. Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials under controlled composting conditions-Method by analysis of involved carbon oxide. *ISO 14855*.
- JINRAN, Z. 2011. Ban on free plastic bags paying off. *Chinadaily* [Online]. Available: www.chinadaily.com.cn/china/2011-05/28/content_12597526.htm [Accessed agosto de 2014].
- KALE, G., AURAS, R., SING S, P. & NARAYAN, R. 2007. Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting conditions. *Polymer Testing* 26, 13.
- KLAR, M., GUNNARSSON, D., PREVODNIK, A., HEDFORS, C. & DAHL, U. 2014. Everything you (don't) want to know about plastics. In: Naturskyddsföreningen (ed.). Fältbiologerna.
- KREHBIEL, R. 2012. A solution not in the bag-Why recycling cannot solve the plastic bag problem in Washington. Washington: Environment Washington reserch & Policy center.
- KUNNIOKA, M., NINONIYA, F. & FUNABASHI, M. 2009. Biodegradation of Poly(butylene succinate) powder in a controlled compost at 58 °C evaluated by naturally-occurring carbon 14 amounts involved CO2 base on the ISO 1485-2 method. *International Journal of Molecular Sciences*, 10, 612-616.
- LAINES, C. J. R., SOSA, O. J. A., CÁMARA, M. K. C., SÁNCHEZ, A. J. L. & FERREYRO, O. J. 2011. Diseño, construcción y operación de un biodigestor anaerobio tipo cúpula a escala real para la obtención de biogás. *Hacia la sustentabilidad: los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima*
- LARSEN, J. & VENKOVA, S. 2014. The Downfall of the plastic bag: a global picture. Available: www.earth-policy.org.
- LEEUWEN, A. V. 2013. Plastic bag ban and third world countries. *Flooding problems were not*. Bangladesh.
- LEY DE RESIDUOS SÓLIDOS DEL DISTRITO FEDERAL 2012. Ley de residuos sólidos del Distrito Federal. In: Federal, G. D. D. (ed.). Distrito Federal: Gaceta oficial del Distrito Federal.
- LEY GENERAL PARA LA PREVENCIÓN Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS 2013. "Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos". In: Unión, C. D. D. D. H. C. D. L. (ed.). México D.F.
- LÓPEZ, C. F. 2004. *Fundamentos de los polímeros*, Venezuela, Escuela Venezolana para la enseñanza química.
- LÓPEZ, M. C. & LÓPEZ, S. O. 2009. *Diseño, construcción y puesta en operación de un biodigestor anaerobio continuo para el laboratorio de ingeniería química de la facultad de ciencias químicas de la universidad Veracruzana*. Licenciatura, Universidad Veracruzana.
- LUCAS, N., BIENAIME, C., BELLOY, C., QUENEUDEC, M., SILVESTRE, F. & NAVA-SAUCEDO, J. E. 2008. Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques. *Chemosphere*, 73, 429-442.
- MAJEWSKI, T. & BLEDZKI, A. 2013. Desarrollo y aplicaciones actuales de los plásticos reforzados por fibras naturales. *XIX Congreso internacional anual de la SOMIM*. Pachuca, Hidalgo, México.
- MÁRQUEZ, V. M. & MARTÍNEZ, G. S. 2011. Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's o UASB) Antología. México: Centro tecnológico Aragón.
- MARTÍ, N. O. 2006. *Phosphorus in anaerobic digestion process*. Licenciatura, Universidad de Valencia.
- MARTÍNEZ, D. L. M. P. 1972. *Química y física de los altos polímeros y plásticos*, 1972, Ediciones gráficas.

- MASCOTT, M. D. L. Á., GONZÁLEZ, J. D. J., PÉREZ, S. M., AGUIRRE, J. P., ARREDONDO, A. N., HEREDIA, F. S., NÁJERA, G. M. & TREJO, E. A. 2012. Residuos sólidos urbanos en México. *Reporte CESOP*. Centro de estudios sociales y de opinión pública.
- MASSARDIER-NAGEOTTE, V., PESTRE, C., CRUARD-PRADET, T. & BAYARD, R. 2006. Aerobic and anaerobic biodegradability of polymer films and physico-chemical characterization. *Polymer Degradation and Stability*
- MEDINA, T. R. 2005. Plásticos biodegradables. *¿Como vé?* México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- MENDELSON, A. 2014. California becomes first U.S. state to ban plastic grocery bags. *Reuters* [Online]. Available: <http://www.reuters.com/article/2014/09/30/us-usa-bags-california-idUSKCN0HP24T20140930> [Accessed agosto de 2014].
- METCALF & EDDY 2003. *Wastewater Engineerings: Treatment and reuse*, McGraw Hill.
- MINGQING, Y. 2008. Annual Review of Chinese Environmental Law Developments: 2008. In: Environmental Law Institute (ed.). Washington D. C. .
- MINISTERIO DE DESAROLLO SOCIAL Y MEDIO AMBIENTE 2000. Plan nacional de valorización de residuos. Argentina: Ministerio de desarrollo social y medio ambiente.
- MIRAVETE, A., LARRODÉ, E., CASTEJÓN, L., CLEMENTE, R., JIMÉNEZ, M. Á., CUARTERO, J., REVUELTA, D., MILLÁN, C. & GÓMEZ, V. 1995. *Los nuevos materiales en la construcción*, España, Reverté, S. A.
- MOHEE, R. & UNMAR, G. 2007. Determining biodegradability of plastic materials under controlled and natural composting environments. *Waste Management*, 27, 1486-1493.
- MONNET, F. 2003. An introduction to anaerobic digestion of organic wastes. Scotland: Remade Scotland.
- MORENO, P. R., GARCÍA, M. T., STOCH DE GARCÍA, Y. A. J. M., MUÑOZ, H. M., YAÑEZ, C. E. & PÉREZ, A. E. 2011. Fertilización y corrección edáfica de suelos agrícolas con productos orgánicos. *Tecnología y Desarrollo*. Villanueva de la Cañada, Madrid: Revista de la Universidad Alfonso X el sabio.
- MORTON, J. D. H. (ed.) 2007. *Procesamiento de plásticos*, México.
- MOSQUERA, C. J. M. & MARTÍNEZ, M. B. E. 2012. *Evaluación de la digestión anaerobia como alternativa de estabilización de biosólidos producidos en la planta de tratamiento de aguas residuales de la universidad tecnológica de Pereira*. Licenciatura, Universidad de Pereira.
- MUSSATI, M., AGUIRRE, P. & SCENNA, N. 1999. Modelado del proceso de digestión anaeróbica en reactores simples. In: Scenna, N. J. (ed.) *Modelado, simulación y optimización de procesos químicos*.
- NEGRONI, M. 2009. *Microbiología estomatológica: fundamentos y guía práctica*, Buenos Aires, Editorial Panamericana.
- OCAÑA, F. J. 2011. *Biodigestor anaerobio de laboratorio*. Licenciatura, Universidad Carlos III de Madrid.
- ONYANGA-OMARA, J. 2013. Plastic bag backlash gains momentum. *BBC News UK* [Online]. Available: <http://www.bbc.com/news/uk-24090603> [Accessed agosto de 2014].
- PAVLOSTATHIS, S. G. & GIRALDO-GOMEZ 1991. Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Science & Technology*, 24, 35-59.
- PEREPELKIN, K. E., ANDREEVA, I. V. & MORGOEVA, I. Y. 2003. Thermal characteristics of para-aramid fibre. *Fibre Chemistry*, 35, 265-266.
- PÉREZ, A. & LOZADA, P. T. 2010. Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *EIDENAR* [Online]. Available: <http://revistaeidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/9/b.htm> [Accessed diciembre de 2013].
- PIÑA, M. O., RODRÍGUEZ, R., CRUZ, V. Y., ESPINOSA, D. S., LÓPEZ, S. R. & ALCÁNTARA, R. G. 2007. *Degradación y estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos por tratamientos aerobios y anaerobios*. Licenciatura Proyecto Terminal, Universidad Autónoma Metropolitana- Unidad Iztapalapa.
- PLANETARK. 2012. Plastic bag reduction around the world. Available: plasticbags.planetark.org [Accessed agosto de 2014].
- PLÁSTICOS DEGRADABLES S.A. DE C.V. 2014. *Plásticos Degradables* [Online]. México. Available: <http://www.plasticosdegradables.com.mx/> [Accessed 3 de enero 2015].

- QUIROZ, F., CADENA, F., SINCHÉ, L., CHANGO, I. & ALDÁS, M. 2009. Estudio de la degradación en polímeros oxo-biodegradables. *Revista politécnica* [Online], 30. Available: <http://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/5537/1/Francisco-Quiroz.pdf> [Accessed 9 de Diciembre de 2012].
- RICHARDSON, J. 2014. California adds steam to the bag-banning movement. *Other words*.
- RÍOS, S. C. R. 2010. Polímeros naturales y sintéticos. *Ciencia y desarrollo*. México: CONACYT.
- RUÍZ, L. B. 2010. ¿Papel o plástico. ¿Cómo ves? . México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- SCOTT, G. 2000. Green polymers. *Polymer Degradation and Stability*.
- SCOTT, G., LEMAIRE, J., JAKUBOWICH, I., OJEDA, T. & PACKHAM, C. 2011. Executive summary on oxo-biodegradable plastic. In: Oxo-Biodegradable Association (ed.). Londres.
- SEMARNAT-SNIARN 2012. Residuos Sólidos Urbanos. In: Naturales, S. D. M. a. Y. R. N.-S. N. D. I. a. Y. D. R. (ed.). México.
- SHAH, A. A., HASAN, F., HAMEED, A. & AHMED, S. 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology advances*, 26, 246-265.
- SINGH, B. & SHARMA, N. 2008. Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93, 561-584.
- SMITH, S. 2004. Plastic bags. In: Library, N. S. W. P. (ed.). New South Wales.
- SONG, J. H., MURPHY, R. J., NARAYAN, R. & DAVIES, G. B. H. 2009. Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 364, 2127-2139.
- SOSA, M. A. 2002. Los plásticos: materiales a la medida. ¿Cómo ves? México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- STUPENENGO, F. 2011. *Materiales y materias primas*, Argentina, Ministerio de educación-Instituto nacional de educación tecnológica.
- THOMPSON, R. C., SWAN, S. H., MOORE, C. J. & SAAL, F. S. 2009. Our Plastic age. *Philosophical Transactions of The Royal Society*
- URIBE, D., GIRALDO, D., GUTIÉRREZ, S. & MERINO, F. 2010. Biodegradación de polietileno de baja densidad por acción de un consorcio microbiano aislado de un relleno sanitario, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17, 133-136.
- VERLIS, K. M., CAMPBELL, M. L. & WILSON, S. P. 2013. Ingestion of marine debris plastic by the wedge-tailed shearwater *Ardenna pacifica* in the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 72, 244-249.
- VERMA, S. 2002. *Anaerobic digestion of biodegradable organic in municipal solid wastes*. Master, Columbia University.
- VEYNA, S. C. 2007. *Efecto de control de pH, temperatura y adición de nitrógeno sobre la digestión anaerobia de residuos hortícolas*. Maestría, Instituto Politécnico Nacional.
- VINCENT, V. M. C., ÁLVAREZ, B. S. & ZARAGOZÁ, C. J. L. 2006. *Ciencia y tecnología de polímeros*, Valencia
- YANIRIS, A. L. & OBAYA, A. M. C. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *Instituto Cubano de investigación de los derivados de la caña de azúcar*, 39, 35-48.

Anexo A

Normas ASTM tomadas de referencia

A1- ASTM D5511-12 Método para determinar la biodegradación anaerobia de materiales plásticos en condiciones de digestión anaerobia

Este método está diseñado para determinar el grado y la velocidad de biodegradación de materiales plásticos en condiciones anaerobias con alto contenido de sólidos.

El método está diseñado para ser aplicable a todos los materiales plásticos que no son inhibitorios para los microorganismos presentes en los digestores anaerobios que operan para tratar residuos domésticos.

El inóculo metanogénico debe provenir de un digestor anaerobio que opere solamente con residuos domésticos y debe contar con un pH entre 7.5 y 8.5.

Los materiales requeridos son:

Cilindro o columna graduada: Sumergido en agua o en otro dispositivo adecuado para medir volumen de gas por desplazamiento. El pH del agua en contacto con el gas debe ser menor a 2 durante todo el periodo de la prueba para evitar la pérdida de CO₂ por disolución.

Cromatógrafo de gases (opcional): u otro aparato equipado con un detector adecuado y columna para la medición de metano y la concentración de dióxido de carbono presente en los gases desprendidos

Incubadora: O un baño de temperatura capaz de mantener la temperatura constante a 52 ± 2 °C durante la duración del experimento.

Matraz Erlenmeyer: Con la capacidad deseada para el proceso de digestión anaerobia y diámetro de abertura de al menos 7 cm.

Medidor de pH, balanza analítica con precisión de 1 mg, **un termómetro** y **un barómetro**.

El digestor debe ser acondicionado durante cuatro meses con la fracción orgánica, con un tiempo de retención de 30 días a condiciones termófilas (52 ± 2 °C). El rendimiento de producción de biogás debe ser de al menos 30 ml por gramo de sólidos secos en el digestor y por día, en promedio estándar para al menos 30 días.

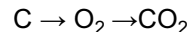
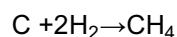
Mediante trituración, tamizado u otros medios, se debe lograr que los residuos sean una mezcla homogénea de menos de 60 mm de diámetro antes de introducirlas al reactor anaerobio.

El método consiste en exponer a los materiales de interés a un inóculo metanogénico. Para la experimentación se debe contar con un blanco negativo de polietileno convencional que debe ser procesado de la misma manera que los materiales sujetos a investigación.

La digestión anaerobia se lleva a cabo en condiciones de alto contenido de sólidos (más de 30% de sólidos totales) y condiciones estáticas (sin agitación) a una temperatura constante de 52 ± 2 °C, durante 30 días. El tiempo de digestión se puede extender hasta que en el control ya no haya producción de biogás.

Se debe hacer un monitoreo constante de la producción de biogás, para determinar la producción en función del tiempo. También se debe determinar mediante métodos analíticos la concentración de CO₂ y CH₄.

El porcentaje de degradabilidad se obtiene determinando el porcentaje de conversión del carbono desde el material de ensayo al carbono de la fase gaseosa que estará en forma de CH₄ y CO₂. Para lo cual primero es necesario calcular la máxima producción teórica de gas (CO₂ y CH₄) a partir del contenido total de carbono de la muestra de ensayo, mediante las siguientes reacciones bioquímicas:



Donde cada mmol (12 mg) de carbono orgánico de la muestra se pueden convertir en 1 mmol de CH₄ o CO₂ gaseosos. Una mmol de gas producido ocupa 22.4 ml a temperatura y presión estándar.

El cálculo de porcentaje de degradabilidad se calcula dividiendo el promedio de la producción de biogás del material, entre el promedio de la cantidad original de carbono de la muestra.

$$\% \text{ biodegradación} = \frac{C_g(\text{muestra}) - C_g(\text{blanco})}{C_i}$$

Donde:

C_g: masa de carbono gaseoso producido, g.

C_i: masa de total de carbono contenido en la muestra, g.

A2- ASTM- D882 -97 Método para determinar las propiedades de tracción de las láminas de películas plásticas

Los materiales pueden clasificarse como dúctiles o frágiles dependiendo de sus características esfuerzo-deformación unitaria. Dúctiles todo material que pueda estar sometido a deformaciones unitarias grandes antes de su rotura se llama material dúctil, estos materiales son capaces de absorber impactos o energía. Y si sufren sobrecarga, exhibirán normalmente una deformación grande antes de su falla.

Una manera de especificar la ductilidad de un material es reportar su porcentaje de elongación o el porcentaje de reducción de área en el momento de la fractura. El porcentaje de elongación es la deformación unitaria del espécimen en la fractura expresada en porcentaje. Así la longitud original entre las marcas calibradas de una probeta es L_0 y su longitud durante la ruptura es L_f entonces (Hibbeler, 2006):

$$\% \text{ de elongación} = \frac{L_f - L_0}{L_0} \times 100$$

El método ASTM D882 determina las propiedades de tracción de plásticos en forma de lámina o película.

Este método establece una prueba que se realiza a una velocidad constante de separación de las mordazas que sujetan los extremos de la muestra de ensayo.

El equipo para esta prueba debe contar con:

Miembro fijo: consiste en una mordaza fija.

Miembro móvil: consiste en una mordaza móvil.

Las mordazas sirven para sujetar la muestra y evitar deslizamiento o distribución desigual de la tensión. Cuando se utiliza este tipo de agarre es muy importante asegurarse de que la muestra de ensayo se inserta y se sujeta de manera que el eje largo de la muestra de ensayo coincide con el eje de tracción a través de la línea central del conjunto de agarre.

Mecanismo conductor: un mecanismo que regule la velocidad de la mordaza móvil.

Indicador de carga: un sensor capaz de detectar y registrar la carga total de tracción experimentada por la muestra entre las mordazas ante el estiramiento.

Indicador de movimiento: un dispositivo capaz de registrar el desplazamiento realizado por las mordazas.

Los especímenes de prueba (probetas) consistirán en tiras de anchura y espesor uniforme de al menos 5 cm de ancho y como mínimo 5 milímetros. Deben ser más largas que el espacio entre las mordazas. Se recomienda usar una relación de ancho-espesor de al menos 8.

Debe tenerse mucho cuidado en el corte de las probetas, para evitar cortes y desgarros prematuros en la prueba. Los bordes de las probetas deben ser paralelos.

Siempre que sea posible las muestras de ensayo seleccionadas deben tener un espesor uniforme de un 10% del espesor a lo largo de la muestra (para materiales de 0.25 mm de espesor).

Las condiciones en las cuales deben hacerse las pruebas son: a 23 ± 2 °C y $50 \pm 5\%$ de humedad relativa en el ambiente.

La prueba se realiza colocando los especímenes de prueba entre las mordazas (que se encuentran separadas por una distancia conocida). Una vez colocada la muestra, se inicia la separación entre las mordazas a una velocidad constante. La prueba se dará por concluida cuando la muestra se rompa.

El porcentaje de elongación a la ruptura se calcula dividiendo la extensión máxima alcanzada por la muestra en el momento de romperse, entre la longitud de referencia inicial de la muestra, es decir, la distancia inicial de las mordazas y multiplicado por 100.

$$\% \text{ de elongación a la ruptura} = \frac{\text{Longitud máxima alcanzada por la muestra}}{\text{Longitud inicial de la muestra}} \times 100$$

Anexo B

Resultados de los ensayos preliminares de la producción de biogás

Tabla B-1 Ensayo No. 1 de producción de biogás

Día de experimentación	Reactor	Biogás cuantificado (cm ³)	Observaciones
1	1	-	El tapón de goma se encontró botado en uno de los matraces experimentales
	2	-	No se cuantificó el biogás generado
4	1	9	Hubo burbujeo
	2	1.05	Sólo hubo desplazamiento de líquido a través de la manguera
5	1	-	Hubo desplazamiento de NaOH hacia el reactor y cayó en la superficie del sustrato
	2	-	No hubo salida de biogás del reactor
6	1	-	Desplazamiento de solución de NaOH hacia el matraz de digestión anaerobia
	2	-	No hubo producción de biogás
7	1	-	La superficie donde cayó la solución de NaOH cambió de color
	2	-	Comenzó a desplazarse NaOH hacia el reactor

Tabla B-2 Ensayo No. 2 de producción de biogás

Día de experimentación	Reactor	Biogás cuantificado (cm ³)	Observaciones
1	1	-	No hubo producción de biogás
	2	-	No hubo producción de biogás
2	1	0.35	Se desplazó NaOH a lo largo de la manguera pero no goteó en la probeta
	2	3.36	Burbujeó biogás suavemente durante 7 minutos
3	1	0.28	Burbujeó biogás durante 2 minutos
	2	0.7	Burbujeó durante 5 minutos
4	1	-	No hubo producción de biogás y la solución de NaOH comenzó a desplazarse hacia los matraces de digestión anaerobia
	2	-	

Tabla B-3 Ensayo No. 3 de la producción de biogás

Día de experimentación	Reactor	Biogás (cm ³)	Observaciones
1	1	0.91	Producción de biogás, se desplazó NaOH a través de la manguera, 13 cm
	2	0.28	Se desplazó NaOH a través de la manguera, 4 cm
2	1	10	El reactor anaerobio burbujeó biogás durante 8 minutos
	2	0.56	El reactor burbujeó biogás durante 2 minutos y desplazó NaOH en la manguera, 8cm
3	1	8	Producción de biogás, burbujeó durante 6 minutos biogás e hizo gotear NaOH en la probeta
	2	2.3	Burbujeó durante 5 minutos e hizo gotear NaOH en la probeta
4	1	6	Producción de biogás y goteo en probeta
	2	4	Producción de biogás y goteo en probeta
7	1	-	En el reactor 1 se desprendió una condición y se perdieron las condiciones anaerobias, además de que en ambos reactores las botellas que contenían NaOH se cuartearon y permitieron el paso de aire a los digestores anaerobios
	2	-	

Tabla B-4 Ensayo No. 4 de la producción de biogás

Día de experimentación	Reactor	Biogás (cm ³)	Observaciones
1	1	-	Hubo burbujeo vigoroso durante 2 minutos y burbujeo suave durante otros 2 minutos y aún así no hubo desplazamiento de biogás
	2	4.5	Hubo burbujeo vigoroso y constante durante 2 minutos
2	1	-	El corcho del matraz se botó muy probablemente por exceso de presión
	2	5	Burbujeo suave y constante durante 6 minutos
3	1	1.89	Hubo burbujeo y desplazamiento de NaOH a través de la manguera, 27 cm
	2	3.5	Hubo burbujeo y desplazamiento de NaOH a través de la manguera, 50 cm
4	1	-	No hubo burbujeo y en ambos casos el NaOH comenzó a desplazarse hacia los reactores
	2		

Anexo C

Análisis de espectroscopia de infrarrojo

En los estudios de degradación de películas plásticas la literatura hace hincapié en la aparición de los grupos funcionales carbonilo como indicador de la ruptura de las cadenas de los polímeros (Baquerizo, 2013; Uribe *et al.*, 2010; Quiroz *et al.*, 2009). La banda característica de este grupo funcional aparece a longitudes de onda entre 1600 y 1800 cm^{-1} , (Quiroz *et al.*, 2009). En algunos trabajos señalan que las bandas de absorbancia de los carbonilos aparecen específicamente a 1710 cm^{-1} y 1715 cm^{-1} (Baquerizo, 2013; Quiroz *et al.*, 2009).

En las muestras de película plástica de Ecovio® los espectros de antes y después de la digestión anaerobia son similares. Después de la digestión anaerobia no muestran evidencia de la aparición o desaparición de ninguna banda característica. Una diferencia es que en el espectro de la muestra de Ecovio® antes de la digestión anaerobia las absorbancias son mayores y las bandas están más marcadas. En ambos espectros aparece la banda característica de los carbonilos, en la figura C-1 se señalan con una flecha. En el espectro de la muestra después de la digestión anaerobia a 2300 cm^{-1} se observa una banda que sobresale, sin embargo haciendo un acercamiento en los espectros esta banda está presente en ambos.

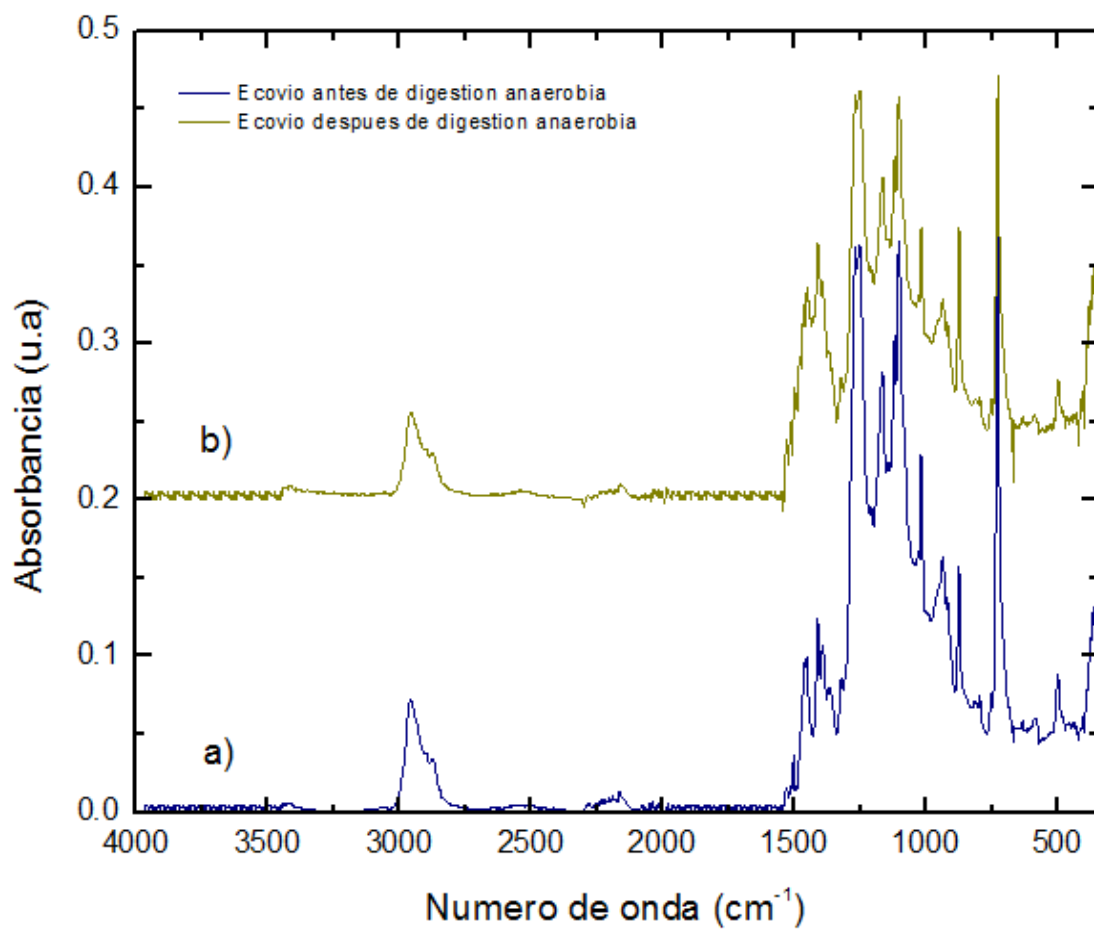


Figura C-1 Espectro antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA), en muestras de Ecovio®

Los espectros de las muestras de PEAD oxodegradable sin oxidar antes y después de la digestión anaerobia son idénticos, no muestran evidencias de la aparición o desaparición de ninguna banda que de indicios de cambio en la estructura del polímero (ver figura C-2).

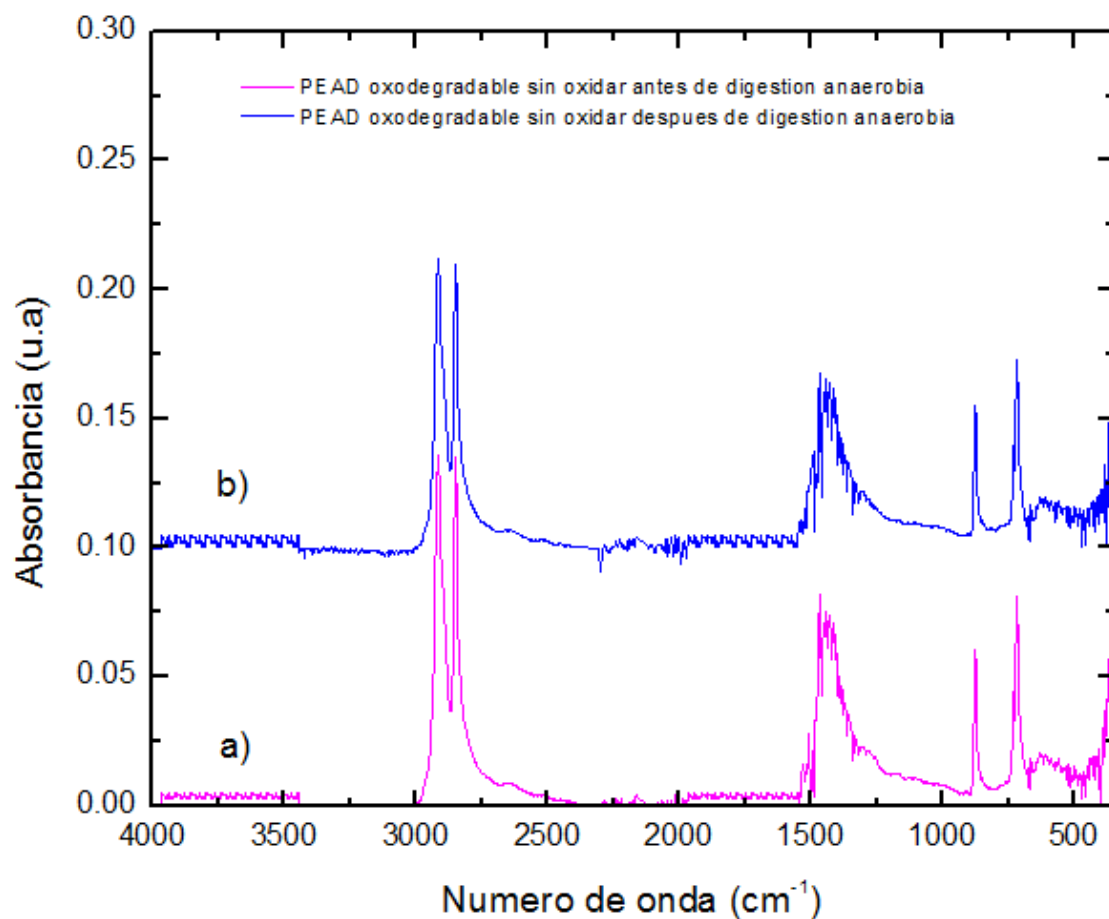


Figura C-2 Espectro de las muestras de PEAD oxodegradable sin oxidar, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).

Los espectros de las muestras de PEAD oxodegradable oxidado antes y después de la digestión anaerobia son idénticos, no muestran evidencias de la aparición o desaparición de ninguna banda (ver figura C-3).

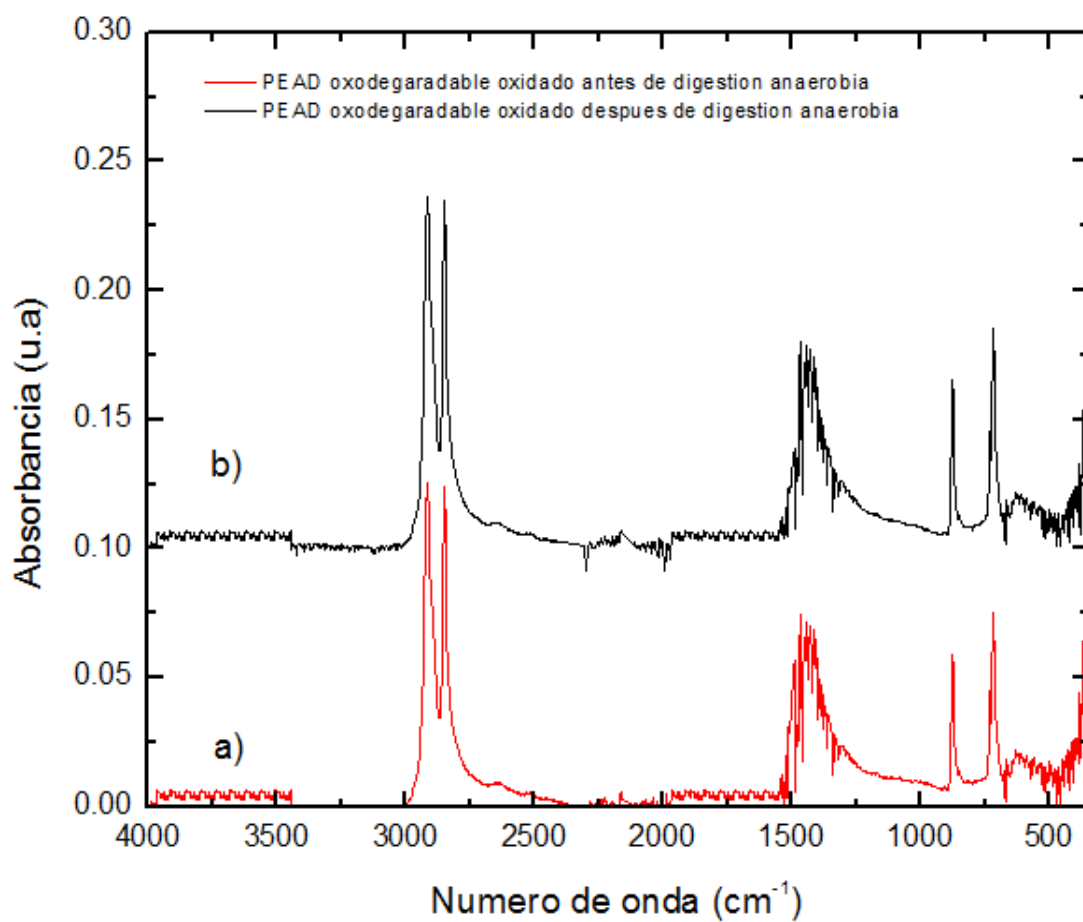


Figura C-3 Espectro de las muestras de PEAD oxodegradable oxidado, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).

Los espectros de las muestras de PEAD color beige antes y después de la digestión anaerobia son muy similares. La única diferencia entre ellos es que las absorbancias son mayores en el espectro de la muestra después de la digestión anaerobia (figura C-4 b).

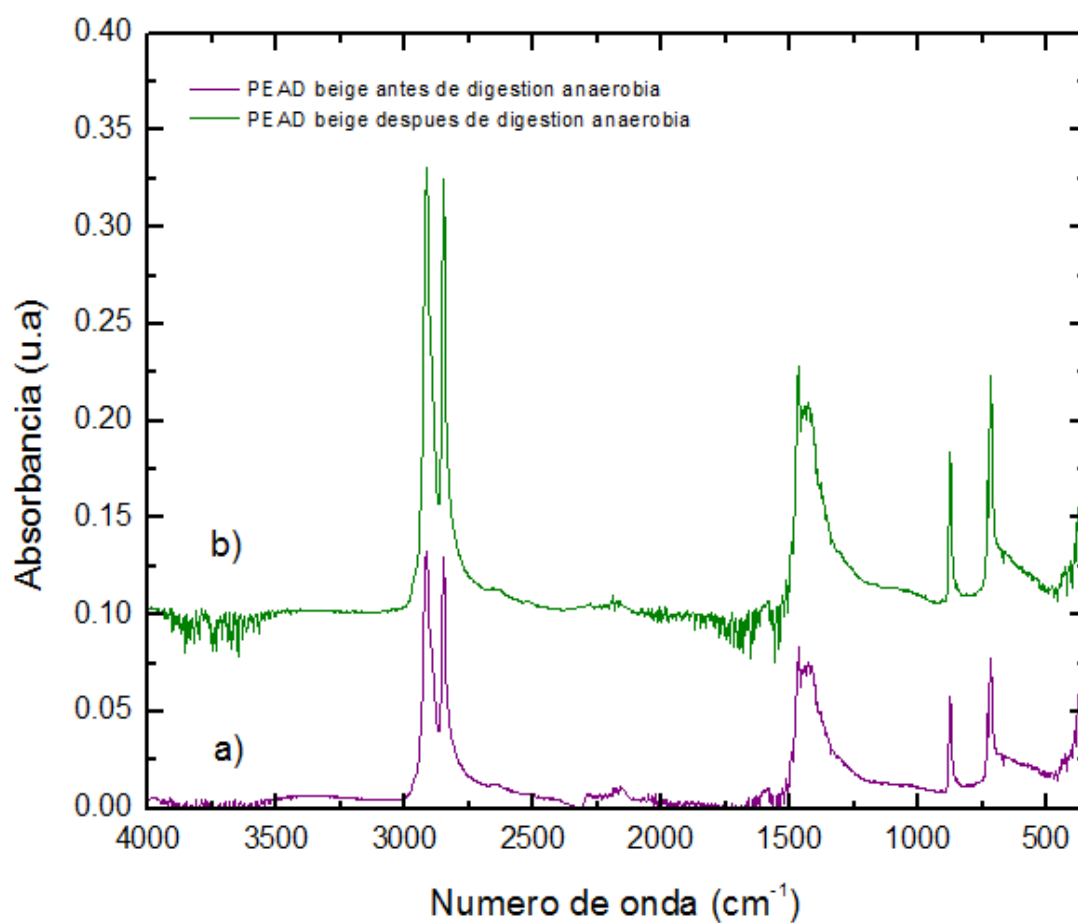


Figura C-4 Espectro de las muestras de PEAD beige, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).

No hay diferencia alguna entre los espectros de las muestras de PEAD blanco (figura C-5).

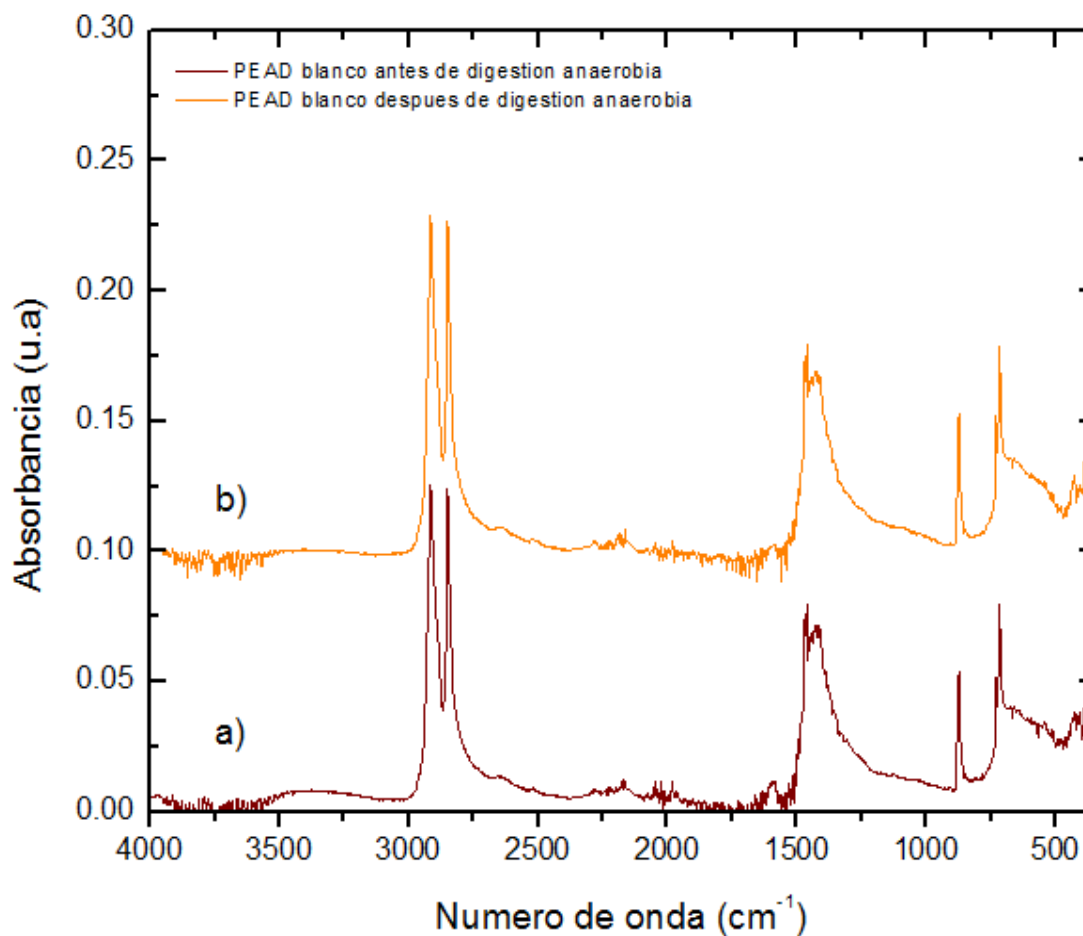


Figura C-5 Espectro de las muestras de PEAD blanco, antes (a) y después (b) del proceso de digestión anaerobia (DA).

Los espectros de las muestras de PEAD oxodegradable oxidado, PEAD oxodegradable sin oxidar, PEAD blanco y PEAD beige son muy parecidos, lo cual es coherente, ya que la única diferencia entre ellos es el aditivo pro-oxidante agregado al PEAD oxodegradable. Sin embargo esto revela que el tratamiento de oxidación previo que se le dio a las muestras no fue suficiente, ya que el espectro del PEAD oxodegradable sin oxidar antes de la digestión anaerobia (ver figura 6-17 a) y el del PEAD oxodegradable oxidado (ver figura 6-18 a) son iguales.

De las muestras estudiadas con espectroscopía de infrarrojo, el único espectro en el que se nota la presencia de la banda característica del grupo funcional carbonilo es en las muestras de Ecovio®, mientras que en las demás muestras no es evidente la presencia de la banda característica de los carbonilos en el intervalo de 1600 y 1800 cm^{-1} ni específicamente en 1710 cm^{-1} y 1715 cm^{-1} (comparar figura C-1 con las figuras de la C-2 a la C-5).